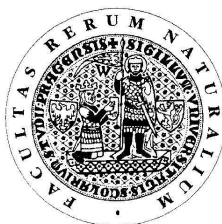


UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE
Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Klinická a toxikologická analýza

Studijní obor: Klinická a toxikologická analýza



Bc. Markéta Reidingerová

SORPCE RADIONUKLIDU ^{85}Sr NA ZEMINY Z AREÁLU
JADERNÉ ELEKTRÁRNY TEMELÍN

Sorption of radionuclide ^{85}Sr to soils from area
nuclear power plant Temelín

Diplomová práce

Vedoucí diplomové práce: RNDr. Karel Nesměrák, Ph.D.

Konzultant diplomové práce: Ing. Eduard Hanslík, CSc.

Praha 2012

Tato diplomová práce vznikla v souvislosti s řešením SoD 90002551 pro ČEZ, a.s., Jaderná elektrárna Temelín a v souvislosti s řešením výzkumného záměru MSM0021620857.

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

Jsem si vědoma toho, že případné využití výsledků, získaných v této práci, mimo Univerzitu Karlovu v Praze je možné pouze po písemném souhlasu této univerzity.

V Praze dne 1. února 2012.

Poděkování

Chtěla bych poděkovat panu Ing. Eduardu Hanslíkovi, CSc. za velmi vstřícný přístup při vedení mé diplomové práce a taktéž za odborné rady. Dále děkuji paní RNDr. Dianě Marešové, Ph.D. a Ing. Ireně Pohlové za výpomoc s přístroji a měřícím zařízením v laboratořích Výzkumného ústavu vodohospodářského T.G.Masaryka, v.v.i.

Taktéž bych chtěla poděkovat panu RNDr. Karlu Nesměrákovi, Ph.D. za cenné rady při sepisování diplomové práce a také za ochotu být garantem mé práce.

Velké poděkování také patří mé rodině a mým přátelům za psychickou podporu při studiu a závěrečném sepisování diplomové práce.

Abstrakt

Tato diplomová práce je zaměřená na studium sorpce radionuklidu ^{85}Sr na zeminy odebrané v areálu jaderné elektrárny Temelín. Byla použita metoda jednorázového vsádkového experimentu, kdy k zemině byl přidán roztok radionuklidu ^{85}Sr o známé aktivitě. Experimenty směřovaly k vlivu pH na velikosti sorpce a vliv doby styku směsi na sorpci. Při experimentu s hodnotou pH, která byla nejbližší pH podzemní vody z JE Temelín, zeminy sorbovaly v rozmezí 31 – 44 %. Při zkoumání vlivu času na sorpci se radionuklid ^{85}Sr sorboval velmi rychle. Pro porovnání velikosti sorpce v závislosti na čase byl vybrán čas 120 minut, při kterém byla sorpce téměř konstantní a dosahovala hodnot 40 – 48 %.

Klíčová slova

Radioaktivita, radionuklid ^{85}Sr , sorpce, jaderná elektrárna Temelín

Abstract

This thesis is focused on the study of sorption of radionuclide ^{85}Sr in soil collected in the area of a nuclear power plant Temelín. A single-batch method experiment was used when a solution of radionuclide ^{85}Sr of known activity was added to the soil. The experiments focussed on the influence of pH with the size of the sorption and the influence of the time of the contact of the solution with the sorption. During the experiment with the value of pH closest to the pH of underground water from the nuclear power plant Temelín, the sorption of soil was somewhere between 31 to 44 %. When the time influence on the sorption was examined, radionuclide ^{85}Sr was sorbed very quickly. For the comparison of the sorption size in connection with the time, for which it was chosen 120 minutes, the sorption was almost constant, reaching 40 to 48 %.

Key words

Radioactivity, radionuclide ^{85}Sr , sorption, nuclear power plant Temelín

OBSAH

Přehled použitých zkratk	7
1. Úvod	9
2. Teoretická část	10
2.1 Jaderná elektrárna Temelín	10
2.2 Sorpce radionuklidů	12
2.3 Radionuklid ^{85}Sr	18
2.4 Charakterizace vzorků zemin a podzemní vody	21
2.4.1 Podstata zkoušky stanovení celkové objemové aktivity alfa	22
2.4.2 Podstata zkoušky stanovení celkové objemové aktivity beta	22
2.4.3 Podstata zkoušky stanovení radionuklidů emitujících záření gama	22
2.5 Zvolený postup řešení diplomové práce - metodika sorpčních pokusů	23
3. Experimentální část	25
3.1 Použité chemikálie	25
3.2 Odběr a charakterizace vzorků	26
3.2.1 Vzorky zemin	26
3.2.1.1 Gamaspektrometrické stanovení radionuklidů v zeminách	27
3.2.1.2 Kationtová výměnná kapacita zemin	28
3.2.2 Vzorek podzemní vody	28
3.2.2.1 Stanovení celkové objemové aktivity alfa	29
3.2.2.2 Stanovení celkové objemové aktivity beta	30
3.3 Optimalizace podmínek sorpčních pokusů	32
3.3.1 Stanovení optimální doby centrifugace	32
3.3.2 Stanovení optimálního počtu otáček při centrifugaci	32
3.4 Ověření závislosti sorpce na pH	33
3.4.1 Příprava zředěného zásobního roztoku radionuklidu ^{85}Sr	33
3.4.2 Sorpční pokusy	33
3.5 Ověření závislosti sorpce na době kontaktu pevné a kapalné fáze	34
3.5.1 Příprava zředěného zásobního roztoku radionuklidu ^{85}Sr	34
3.5.2 Sorpční pokusy	35
4. Výsledky a diskuze	36
4.1 Charakterizace vzorků	36
4.1.1 Vzorky zemin	36
4.1.2 Vzorek podzemní vody	37

4.2 Optimalizace podmínek sorpčních pokusů	38
4.2.1 Optimální doba centrifugace	38
4.2.2 Optimalizace počtu otáček při centrifugaci	39
4.3 Ověření závislosti sorpce na pH	40
4.4 Závislost sorpce radionuklidu ^{85}Sr na době styku sorbované směsi	44
5. Závěr	53
Použitá literatura	54
Přílohy	59

Přehled použitých zkratk

a	výsledná měrná aktivita [Bq/l]
A_{Sr}	aktivita ^{85}Sr vyzářená ze vzorku vody po sorpci [Bq]
a_0	počáteční měrná aktivita [Bq/l]
A_{0Sr}	aktivita ^{85}Sr vyzářená ze vzorku vody před sorpcí [Bq]
a_u	měrná aktivita roztoku uranu [Bq/g]
c_{gK}	hmotnostní koncentrace draslíku [mg/l]
$c_{m,KCl}$	měrná aktivita beta ^{40}K , přítomného v KCl [14,4 Bq/g]
E_h	redoxní potenciál [V]
K_D	distribuční koeficient [ml/g]
KVK	kationtová výměnná kapacita vyjádřená jako ekvivalent látkového množství vztažený na hmotnost zeminy [mmol ekv./kg zeminy]
KVK_m	kationtová výměnná kapacita vyjádřená v hmotnosti iontu vztažené na množství zeminy [mg/kg zeminy]
M_i	molární hmotnost iontu [g/mol]
m_u	hmotnost přídatku roztoku uranu [g]
N_{KCl}	počet impulzů od ^{40}K
N_p	počet impulzů od pozadí
N_v	počet impulzů od vzorku
N_z	počet impulzů vzorku s přídatkem
R_f	retardační faktor
t_{KCl}	celková doba měření KCl [s]
t_p	celková doba měření pozadí [s]
t_v	celková doba měření vzorku [s]
t_z	celková doba měření vzorku s přídatkem [s]
z_i	náboj iontu i
α_c	celková objemová aktivita alfa [Bq/l]
β_c	celková objemová aktivita beta [Bq/l]
β_K	celková objemová aktivita beta způsobená radioizotopem ^{40}K [Bq/l]

β_{kor}	celková objemová aktivita beta korigovaná na radioizotop ^{40}K [Bq/l]
η	účinnost měření [1/s, 1/Bq]
θ	porosita [cm^3/cm^3]
ρ	sypná váha [g/cm^3]
σ	směrodatná odchylka
$\%_{\text{Sr}}$	procentuální vyjádření sorpce radionuklidu ^{85}Sr na zeminu
$\%_{^{40}\text{K}}$	přirozené zastoupení radioizotopu ^{40}K

1. Úvod

Jaderná energetika se řadí po uhelných a vodních elektrárnách mezi jeden z hlavních zdrojů výroby elektrické energie v České republice. Je snaha nahradit uhlí i plyn obnovitelnými zdroji, ale to je v dnešní době, se současnými znalostmi a technologickými možnostmi, nereálné. V souvislosti s problematikou jaderných elektráren se objevuje otázka týkající se nejen ukládání vyhořelého paliva, ale i rizika možného úniku radionuklidů do životního prostředí. Proto je nutné zabývat se studiem migrace radionuklidů, jejímž hlavním cílem je minimalizace možné kontaminace životního prostředí radioaktivními kontaminanty.

Vzhledem k nehodě v japonské jaderné elektrárně Fukušima v březnu roku 2011, je čím dál tím větší zájem o informace z hlediska účinků radioaktivity na organismy, na zadržování radionuklidů v životním prostředí a na celkový dopad na životní cykly organismů. Tato práce je zaměřená na studium sorpce vybraného radionuklidu na zeminy.

Cílem práce je odběr a charakterizace podzemní vody a vzorků zemin z jaderné elektrárny Temelín, zavedení metodiky pro stanovení sorpčních vlastností vzorků zemin, určení vhodných podmínek při samotném sorpčním experimentu, stanovení závislosti velikosti sorpce na pH roztoku obsahujícím vybraný radionuklid a v neposlední řadě vyhodnocení sorpčních vlastností zemin v závislosti na době styku roztoku radionuklidu ^{85}Sr s konkrétní zeminou.

2. Teoretická část

2.1 Jaderná elektrárna Temelín

Jaderná elektrárna Temelín se nachází přibližně 24 km od Českých Budějovic, a to u malé obce Křtěnov. Tlakovodní reaktory VVER 1000 typ 320 mají v současnosti instalovaný výkon 2000 MW. Funkčnost jaderné elektrárny Temelín (dále JE Temelín) je úzce spjata s řekou Vltavou, z které odebírá technologickou vodu (určenou k chlazení reaktorů) a zároveň do ní vypouští vodu odpadní. Vltavská kaskáda byla v 60. letech 20. století vybudována pro ochranu obyvatel před povodněmi, pro zabezpečení minimálních průtoků v období snížení hladiny řek, a pro hydroenergetické využití. Vltavská kaskáda byla v 90. letech minulého století rozšířena o vodní dílo Hněvkovice, ze kterého JE Temelín odebírá technologickou vodu a o vodní dílo Kořensko, kde probíhá mísení odpadní vody z JE Temelín s vodou v řece Vltavě. Zkušební provoz prvního bloku byl zahájen v červnu 2002 a druhého bloku v dubnu 2003. Od roku 2004 má JE Temelín zaveden a certifikován systém řízení ochrany životního prostředí v souladu s požadavky normy ČSN EN ISO 14 0001.^{1,2}

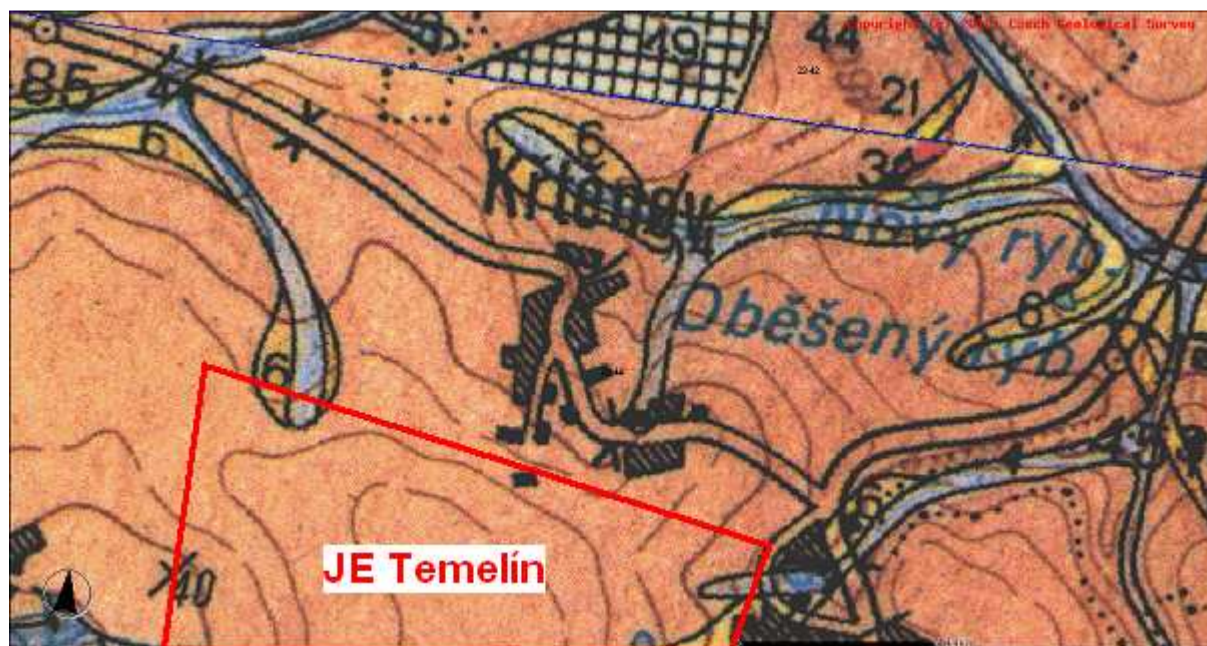
V jaderné elektrárně se získává elektrická energie konverzí tepla vznikajícího řízenou reakcí při štěpení jader uranu. Toto teplo odvádí voda z primárního okruhu do parogenerátoru (tepelného výměníku), odkud se předává teplo z primárního do sekundárního okruhu. Sekundární okruh vede vzniklou vodní páru na turbínu, která je účinkem páry roztáčena. Připojený generátor přeměňuje energii mechanickou na elektrickou. Pára odcházející z turbíny se ochlazuje v kondenzátoru, ve kterém se zkapalňuje a vrací se do parogenerátoru. Teplo páře v kondenzátoru odebírá chladicí voda třetího okruhu, která se ochlazuje v chladících věžích a vrací se zpět do řeky. Zároveň se z věží uvolňuje do ovzduší i vodní pára.³

V JE Temelín probíhají dva procesy, kterými vznikají radionuklidy – a to proces štěpení a aktivace. Odpady, které jsou z JE Temelín uvolňovány do okolního životního prostředí, jsou kapalné (v podobě převážně chladicí vody) a plynné (v podobě vodní páry a aerosolů). Voda i vodní pára obsahují zbytkové množství radionuklidů.

Plynné odpady jsou čištěny přes filtry a zpožďovací linky, které snižují radioaktivitu ve výpusti o aktivitu radionuklidů s krátkým poločasem rozpadu, které se přemění na stabilní izotopy. Některé radionuklidy se vyskytují také ve formě aerosolů. Jsou to ty, které vznikly rozpadem vzácných plynů nebo aktivací materiálů, které jsou přítomny jako příměs v primárním okruhu nebo které jsou uvolněny korozí konstrukčních materiálů.

Kapalné odpady zahrnují radionuklidy, které jsou principiálně stejné jako radionuklidy vypouštěné do ovzduší, tedy štěpné produkty, tritium a produkty koroze. Tritium je vypouštěno regulovaně. Pro tritium jsou stanoveny zvláštní limity, které určují jeho možné vypusti za rok.⁴

Pro stavbu jakékoli jaderné elektrárny je velmi důležité znát geologické informace daného území. Z obrázku 1 je zřejmé, že se jaderná elektrárna Temelín nachází na podloží paraluly o hlavním složení biotit, sillimanit biotit, cordierit, muskovit a granát.



Sjednocená legenda GeoČR 50

kenozoikum		<i>pleistocén</i>	
kvartér		16	spraš a sprašová hlína (eolická) (složení křemen + příměsi + CaCO_3)
<i>holocén</i>		ČESKÝ MASIV - KRYSTALINIKUM A PREVARISKÉ PALEOZOIKUM	
1	navážka, halda, výsypka, odval (antropogenní) (složení proměnlivé)	paleozoikum	
6	nivní sediment (fluvialní nečlenené + sedimenty vodních nádrží)	karbon	
7	smíšený sediment (deluviofluvialní)	1530	aplopegmatit, pegmatit
12	písčito-hlinitý až hlinito-písčitý sediment (deluvialní) (složení pestré)	1536	leukokrátň žilné granity (složení muskovit (+biotit))
		paleozoikum až proterozoikum	
		1342	pararula (složení biotit, sillimanit biotit,+- cordierit, muskovit, granát)
		2179	pararula (složení biotit, sillimanit biotit)

Obr.1: Geologické informace oblasti jaderné elektrárny Temelín u obce Křtěnov, převzato z mapového serveru České geologické služby, www.geology.cz

2.2 Sorpce radionuklidů

Adsorpcí nazýváme děj, kdy se částice z jedné fáze váží na povrch fáze druhé. Nejčastěji se vyskytuje adsorpce částic z plynné fáze na pevnou, či z kapalně fáze na pevnou fázi. Látka, na které dochází k adsorpci se nazývá adsorbent a látka, která se sorbuje se nazývá adsorbát.⁵

Migrace radionuklidů v životním prostředí je značně studovaným problémem. Je mnoho možností, jak může radionuklid v přírodě retardovat. Toto bylo studováno pro tzv. kritickou skupinu radionuklidů. Což jsou radionuklidy obsažené ve vyhořelém palivu z jaderné elektrárny. Transportní a retardační procesy byly studovány na velice pórovité zemině, typ bentonit. Retardace může probíhat několika způsoby, difuzí do tzv. slepých pórů, molekulární filtrací, iontovou filtrací, fyzikální sorpcí, výměnou iontů, mineralizací, či precipitací. Těchto vlastností se využívá především na bentonitu, což je měkká velmi jemnozrnná nehomogenní různě zbarvená hornina složená z podstatné části z jílovitého minerálu montmorillonitu. Montmorillonit je nositelem charakteristických vlastností bentonitu – značná sorpční schopnost charakterizovaná vysokou hodnotou výměny bází (schopnost přijímat z roztoků určité kationy), vnitřní bobtnavost ve styku s vodou, vysoká plasticita a vaznost.⁴⁰ Díky těmto vlastnostem je bentonit studovaný především za účelem využití v hlubinných úložištích.⁷

V souvislosti s výpustmi radionuklidů do životního prostředí se studuje jejich chování. Sledují se radionuklidy v technologické vodě, studuje se sorpce radionuklidů na zeminy v okolí jaderné elektrárny a velmi důležité je studium sorpce radionuklidů v úložištích jaderného odpadu. V současnosti se hledá vhodná lokalita pro budoucí hlubinné úložiště radioaktivního odpadu. V rámci hlubinného úložiště je vypracována velmi rozsáhlá studie sorpce radionuklidů na bentonit. Bentonit je využit jako jílovitý obal. Palivové tablety z oxidu uraničitého jsou uzamčené v proutcích z odolné slitiny zirkonia. Tento palivový článek je uzavřen v kovovém ukládacím kontejneru, který bude vyroben z kvalitního antikorozičního a chemicky stabilního materiálu. Následná vrstva kolem kontejneru bude jílovitý (bentonitový) obal. Bentonit ve vlhkém prostředí bobtná a je tedy vhodnou látkou na vyplnění prostoru mezi kovovým kontejnerem a okolní horninou. Poslední, taktéž velmi důležitou ochranou v hlubinném úložišti, je horninový masiv, tedy přírodní bariéra v podobě žulové horniny. Tato hornina je nejstabilnějším prvkem bezpečnosti celého úložného systému. Důkladný geologický průzkum musí prokázat vhodnost horninového prostředí a zároveň vyloučit blízkost rizikových geologických jevů, jako je například seismická aktivita či geologické zlomy.¹⁵

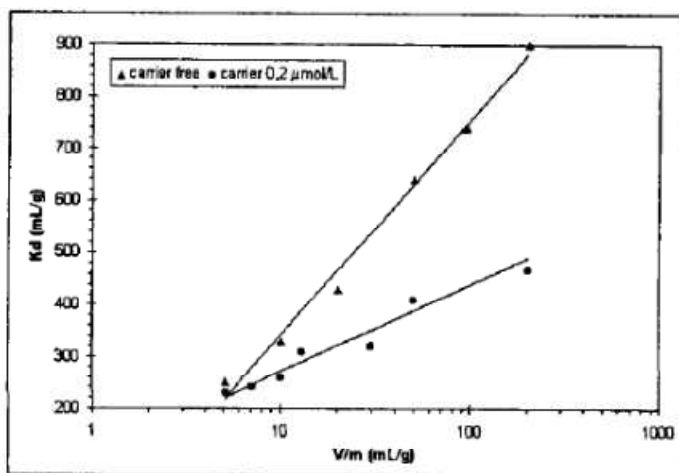
Metody studia sorpce lze rozdělit do tří skupin. První skupinou jsou tzv. vsádkové experimenty. Tyto experimenty jsou prováděny s podrcenými horninami a protřepáváním s vodou obsahující vybraný radionuklid, případně směs testovaných radionuklidů. Tento typ sorpčního testování byl použit i při plnění cílů této diplomové práce. Druhým způsobem jsou difúzní experimenty s roztokem obsahující vybraný radionuklid procházející přes horninovou přepážku, případně experimenty s kolonou vyplněnou sloupцем kompaktní a podrcené horniny. Při tomto typu testování lze použít i celé bloky zeminy s přírodními puklinami v hornině. Je-li testování prováděno v koloně, tak lze použít i různých čerpadel a tím ovlivňovat rychlost proudění kapaliny obsahující radioaktivní látku. Třetím typem testování jsou experimenty studující difúzi do pórů v hornině a mikropórů v minerálech. Tyto experimenty jsou v současnosti nejméně spolehlivé a hodnoty takto získané lze špatně opakovat. Jsou tedy nejméně používané.⁷⁻⁹

Nejvíce rozšířené sorpční studie jsou na již zmiňovaném přírodním bentonitu. Většinou se vyhodnocuje distribuční koeficient v přesně daných podmínkách (např. doba třepání, potenciál systému, teplota a pH). Distribuční koeficient se obecně vypočte dle rovnice

$$K_d = \frac{(a_0 - a)V}{a \cdot m} \quad (2.1)$$

kde a_0 je počáteční měrná aktivita roztoku [Bq/l], a výsledná měrná aktivita roztoku [Bq/l], V objem vody obsahující radionuklid [ml], m hmotnost pevné složky [g] (tedy sorbentu).

Na grafu 2.1 je znázorněn příklad závislosti distribučního koeficientu na poměru objemu a hmotnosti zeminy. Výsledkem je lineární závislost charakterizující daný bentonit a jeho sorpční vlastnosti vůči radionuklidu ^{85}Sr (cit.⁶).



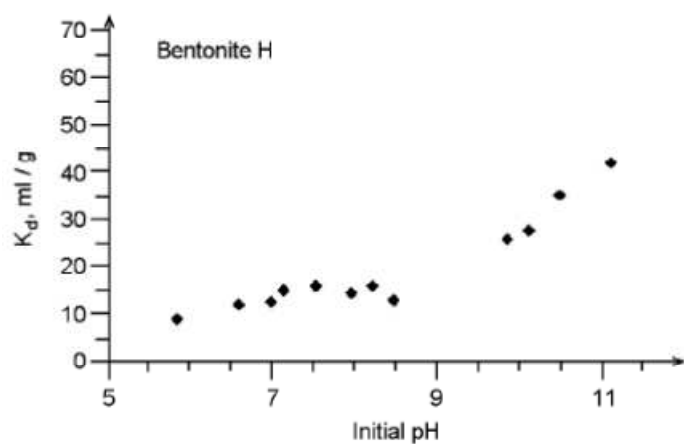
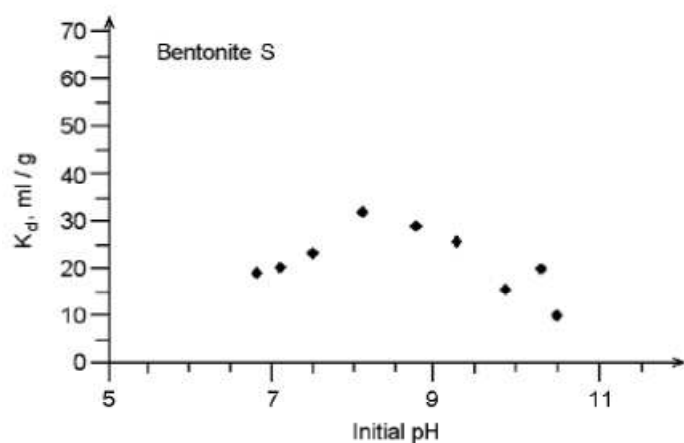
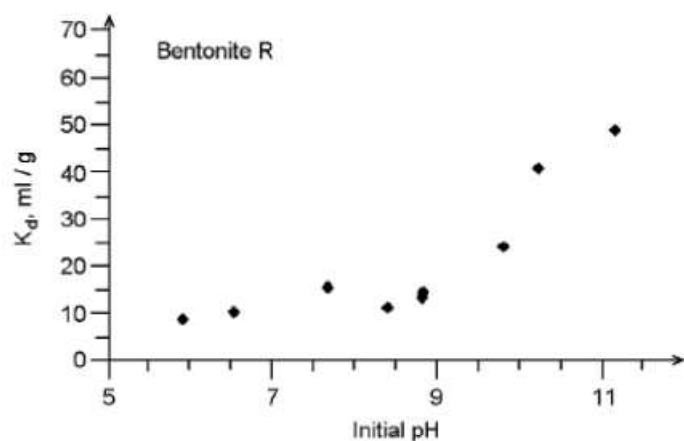
Graf 2.1: Závislost distribučního koeficientu na poměru objem a hmotnost při studiu sorpce radionuklidu ^{85}Sr na přírodní bentonit (odebraný v oblasti Hroznětín), v grafu jsou zobrazeny dva experimenty – bez použití nosiče pro radionuklid ^{85}Sr a s přidavkem nosiče, převzato z⁶

Dále lze zeminu charakterizovat pomocí tzv. retardačního faktoru, který do svého výpočtu zahrnuje i samotné vlastnosti dané zeminy. Lze ho tedy označit za charakterističtější než samotný distribuční koeficient. Retardační faktor se vypočte dle rovnice

$$R_f = 1 + \frac{\rho}{\theta} K_d \quad (2.2)$$

kde R_f je retardační faktor, ρ sypná váha [g/cm^3], θ porosita [cm^3/cm^3], K_d distribuční koeficient [ml/g].

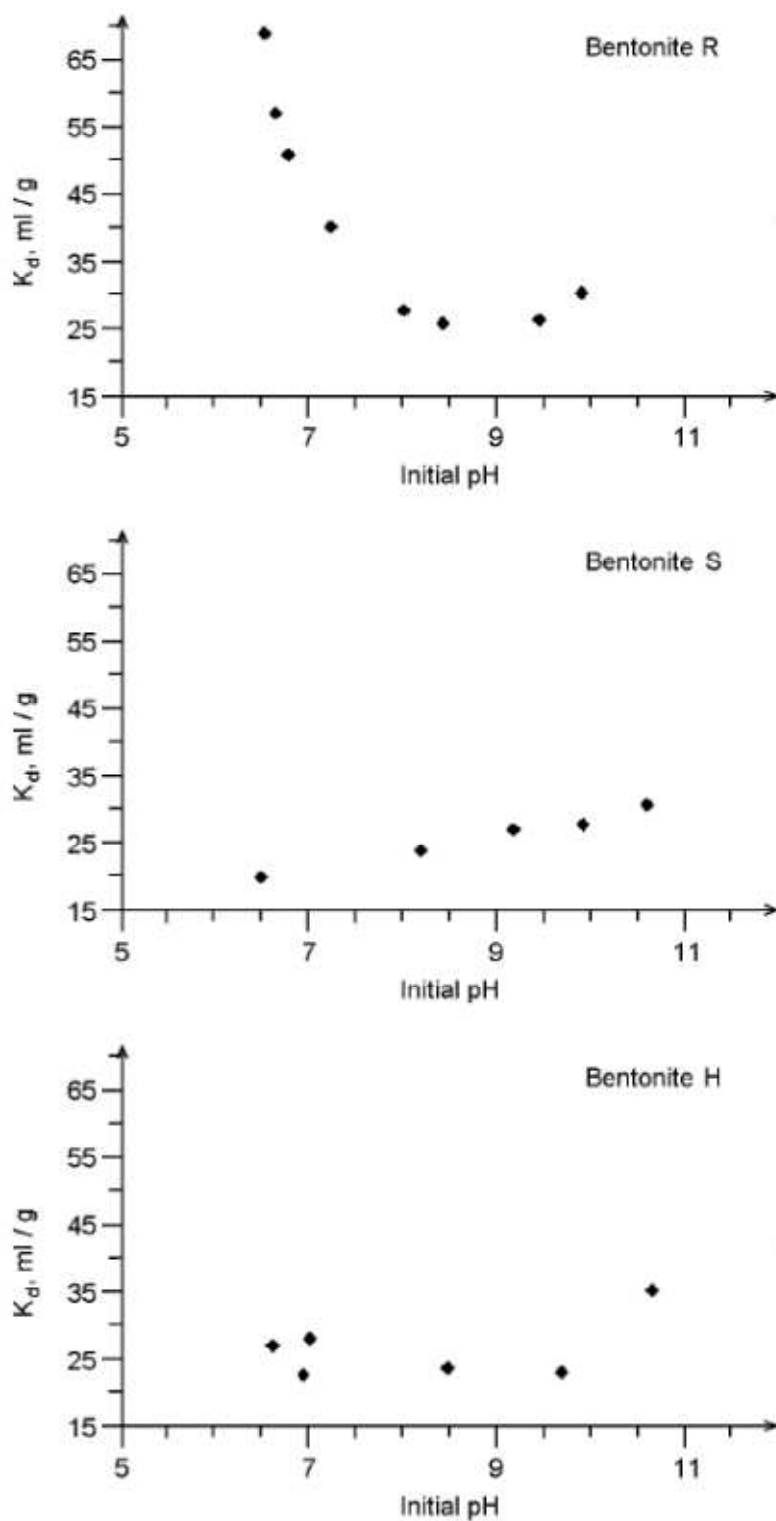
Sorpce radionuklidů je velice ovlivněna hodnotou pH a E_h (redoxní potenciál kapaliny obsahující studovaný radionuklid). Měření pH je prováděno kombinovanou skleněnou elektrodou, E_h je měřeno pomocí měrné a vhodné referační elektrody. Byla provedena studie sorpce vybraných radionuklidů na tři druhy bentonitu (odebrané ve vybraných českých lokalitách – Hroznětín, Stánce a Rokle) v závislosti na různých hodnotách pH a E_h . Hodnota pH se upravuje pomocí zředěné kyseliny chlorovodíkové, případně zředěným hydroxidem sodným. Hodnota E_h se nemění, ale je důležité znát potenciál studovaného systému. Mezi vybranými radionuklidy se nacházel ^{134}Cs , ^{85}Sr , ^{99}Tc a ^{125}I . Sorpce ^{85}Sr probíhá nejlépe při pH mezi 7 a 8. Při tomto testování se choval velice nestandardně vzorek bentonitu z oblasti Stánce, který na rozdíl od ostatních měl jiný průběh závislosti na pH, viz graf 2.2.



Graf 2.2: Závislost distribučního koeficientu na hodnotě pH vstupního roztoku při sorpci radionuklidu ^{85}Sr na přírodní bentonit, pH upravováno 1% roztokem hydroxidu draselného, resp. 1% roztokem kyseliny dusičné, pozn. označení R = Rokle, S = Stánce, H = Hroznětín, převzato z¹⁴

Z grafu 2.2 je zřejmé, že zatímco u veškerých vzorků bentonitu pozvolna stoupá sorpce radionuklidu ^{85}Sr se stoupajícím pH, tak u vzorku ze Stánce tomu takto nebylo. Závislost vzorku bentonitu z oblasti Stánce obsahovala maximum, a to v okolí hodnoty pH 8,0 – 8,5.

Sorpce ^{134}Cs v závislosti na hodnotě pH roztoku má absolutně jiný charakter než sorpce radionuklidu ^{85}Sr , viz graf 2.3.



Graf 2.3: Závislost distribučního koeficientu na hodnotě pH vstupního roztoku při studiu sorpce radionuklidu ^{134}Cs na přírodní bentonit, pH upravováno 1% roztokem hydroxidu draselného, resp. 1% roztokem kyseliny dusičné, pozn. označení R = Rokle, S = Stánce, H = Hroznětín, převzato z¹⁴

Velice zajímavý průběh závislosti K_d na pH má bentonit odebraný v lokalitě Rokle, jelikož na rozdíl od ostatních má průběh konkávní hyperboly s minimem v okolí $\text{pH} = 9$. Ostatní druhy bentonitu mají předpokládaný průběh, tedy pozvolna stoupá sorpce se stoupající hodnotou pH. Sorpce ^{99}Tc a ^{125}I byla zkoumána pouze na vzorku bentonitu odebraného z lokality Rokle. Z veškerých těchto studií plyne závěr, že nelze obecně říci, jak bude bentonit sorbovat, dokud není známo přesné složení a podmínky sorpce.^{13,14}

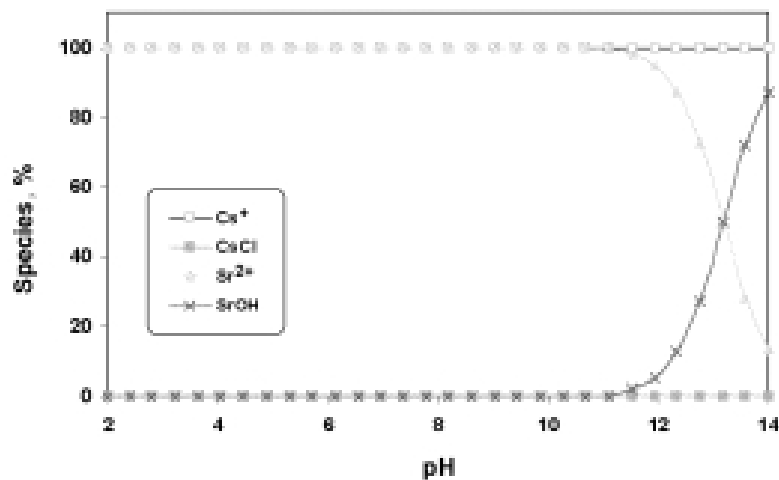
Byl vytvořen velice dobrý přehled distribučních koeficientů u různých systémů. Jedná se o distribuční koeficienty radioizotopů Ag, Am, Ba, Be, Ce, Co, Cs, I, Mn, Pu, Ra, Ru, Sb, Sr a Th v modelových systémech (studium se sladkovodním systémem v laboratoři) ovšem i reálné systémy, tedy sorpce radionuklidů, vyjádřená pomocí distribučních koeficientů, na sedimenty řek. Tento přehled je velmi vhodný pro porovnávání obdobných sorpčních systémů.³⁹

Migrace radionuklidů se samozřejmě nezkoumá pouze laboratorně v modelových podmínkách. Kromě pravidelného monitoringu v okolí jaderných elektráren byla studována i migrace dlouhodobých radionuklidů v oblasti blízké jaderné elektrárny Ignalia v Litvě. Bylo odebráno velké množství vzorků v okolí do 32 km od jaderné elektrárny, a to jak zeminy, tak voda i vodní fauna. Oblast byla studovaná v letech 2001 – 2005 a i v takto krátkém časovém horizontu bylo dokázáno, že kontaminanty související s jadernou elektrárnou Ignalia v dané oblasti migrují vlivem podzemní vody a koncentračně jsou nad limitem požadí.²⁴

2.3 Radionuklid ^{85}Sr

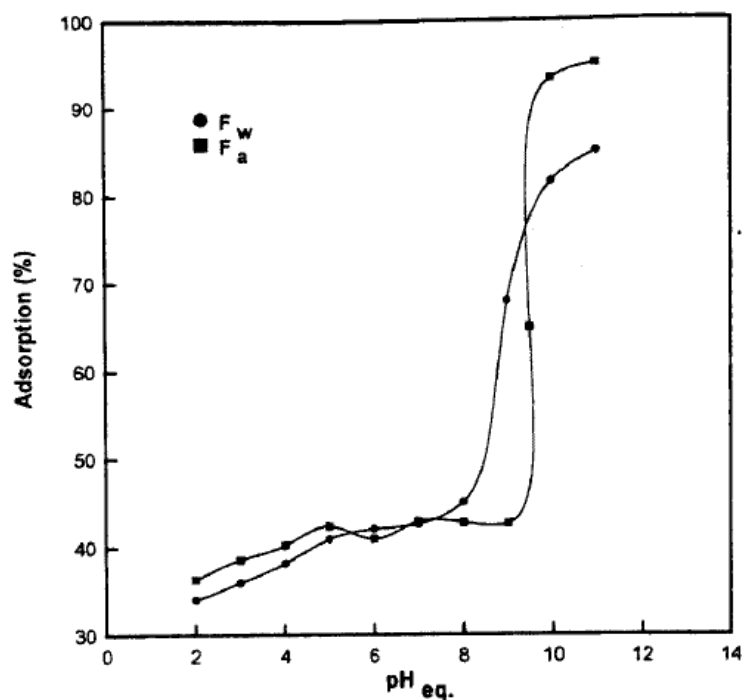
Stroncium je prvek řadící se do druhé hlavní skupiny periodické tabulky prvků, tedy kovů alkalických zemin. Stroncium je velmi reaktivní kov a v přírodě se vyskytuje v naprosté většině ve stavu Sr^{2+} . Přírodně se vyskytují čtyři izotopy, ovšem laboratorně připravených izotopů je mnohem více. V souvislosti s jadernou elektrárnou Temelín se je zájem o studii převážně radioizotopu ^{90}Sr , což je běžný beta zářič. Vzhledem ke komplikovanému a zdlouhavému stanovení radioizotopu ^{90}Sr , je tato diplomová práce zaměřená na sorpci radioizotopu ^{85}Sr . Radioizotop ^{85}Sr je typický gama zářič a je možné jej měřit přímo v roztoku na gamaspektrometru. Radioizotop ^{85}Sr má krátký poločas rozpadu (64,78 dnů), proto je nutné s ním pracovat relativně rychle, veškeré operace vztahovat k referenčnímu datu, či vždy provádět i měření slepého pokusu a radioaktivitu vyjadřovat procentuálně. Metodika se slepým pokusem byla zvolena v praktické části této diplomové práce.^{26,27}

Veškeré kationy kovů alkalických zemin podléhají srážení v podobě hydroxidů. Stroncium není výjimkou. Použitím softwaru MINEQL⁺ bylo vyhodnoceno srážení iontů Cs⁺ a Sr²⁺. Vyhodnocení je zobrazené v grafu 2.4. Je zřejmé, že strontnaté ionty se sráží až při velmi vysokém pH.



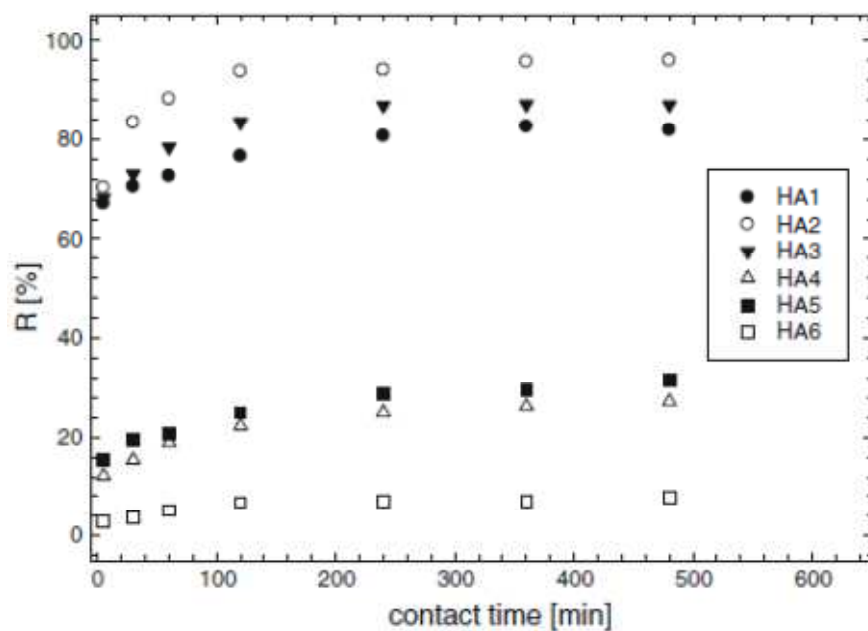
Graf 2.4: Znárodnění vzniku jednotlivých složek Cs⁺, CsCl, Sr²⁺ a SrOH v procentech v závislosti na pH dle softwaru Mineql⁺, převzato z⁴¹

Jak již bylo zmíněno výše, sorpce je závislá na velikosti pH. Byly studovány nekonvenční sorbenty (uhelný popílek vznikající jako odpad v tepelné elektrárně) a jejich závislost sorpce radionuklidu ⁹⁰Sr na pH. Sorpční pokusy byly prováděny s velmi vysokými aktivitami 6000 a 12000 Bq/cm³. Ze studie vyplývá, že závislost není lineární, ale má lehce esovitý průběh. Sorpce je při nízkém pH velmi nízká, se zvyšujícím se pH pozvolna narůstá. V oblasti pH 6 až 8 dochází k stagnaci a sorpce je téměř shodná. V oblasti pH 8 až 10 dochází k velmi rychlé nárůstu pH. Tyto výsledky jsou viditelné na grafu 2.5 (cit.⁴²).



Graf 2.5: Adsorpce ^{90}Sr vyjádřená procentuálně v závislosti na vstupním pH roztoku, měřeno v prostředí neutrálního media NaCl ($I = 0,05$), byly použity dva druhy sorbentů – popílek propraný pouze vodou (F_w) a popílek aktivovaný zředěnou kyselinou chlorovodíkovou (F_a), škály pH docílono použitím 10^{-2}M kyseliny chlorovodíkové, resp. 10^{-2}M hydroxidu sodného, převzato z⁴²

Velice zajímavá sorpční studie radionuklidu ^{85}Sr byla provedena na různých druzích hydroxyapatitu. Hydroxyapatit je obecně chemického složení $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$ ovšem dle způsobu chemické přípravy (vlhká precipitace, hydrotermální metoda, suchá rozprašovací metoda, sol-gel metoda,...) má hydroxyapatit různé morfologické vlastnosti. Právě proto byla studována sorpce Sr^{2+} na různých typech hydroxyapatitu. Z grafu 2.6 je zřejmé, že k adsorpci dochází téměř okamžitě po styku sorbované směsi a ke stagnaci výše sorpce dochází již po 2 hodinách. Dle přípravy vzorku hydroxyapatitu se maximální sorpce pohybuje od 7 do 95 % (cit.⁴³).



Graf 2.6: Závislost sorpce ^{85}Sr na kontaktním čase, porovnání jednotlivých vzorků hydroxyapatitu, měřeno při konstantních laboratorních podmínkách a pH vstupního roztoku 7,4; převzato z⁴³

2.4 Charakterizace vzorků zemin a podzemní vody

Pro charakterizaci vzorků zemin i podzemní vody se provádí nejen základní chemický rozbor, ale též radiochemický rozbor. U vzorku podzemní vody je nutné stanovit celkovou objemovou aktivitu alfa a celkovou objemovou aktivitu beta, též celkovou objemovou aktivitu beta korigovanou na radionuklid ^{40}K . U vzorků zemin se stanovuje gama záření jednotlivých gama zářičů.^{29,31,32}

2.4.1 Podstata zkoušky stanovení celkové objemové aktivity alfa

Stanovení je založeno na měření směsi odpadku vzorku studované vody se scintilátorem ZnS(Ag). Měřicí účinnost je stanovena měřením vzorku o známé koncentraci a izotopovém složení přídatku uranu. Stanovení je vhodné pro matrice typu pitná, povrchová a podzemní voda. Směrná hodnota, tedy hodnota ještě přípustná, pro pitnou vodu jsou 0,2 Bq/l pro celkovou objemovou aktivitu alfa.^{32,33}

2.4.2 Podstata zkoušky stanovení celkové objemové aktivity beta

Stanovení je založeno na měření záření beta emitovaného radionuklidu obsaženými v látkách ze vzorku vody. Veškeré látky, popř. rozpuštěné látky, se ze vzorku získají odpařením, měří se detektorem počet impulsů záření beta z vyžíhaného a rozetřeného odpadku. Stanovení je vhodné pro matrice typu pitná, povrchová, podzemní a odpadní voda. Stanovení celkové objemové aktivity beta korigované na radionuklid ^{40}K se provádí výpočtem. Směrná hodnota pro pitnou vodu je 0,5 Bq/l pro celkovou objemovou aktivitu beta korigovanou na ^{40}K .^{32,34}

2.4.3 Podstata zkoušky stanovení radionuklidů emitujících záření gama

Interakcemi záření gama s látkou dochází k ionizaci. Je-li na polovodičový detektor připojeno napětí, je tento jev po vhodném zesílení detekován ve formě proudových impulsů. Velikost impulsu (měřená jako výška píku) závisí na energii absorbované z jednoho nebo několika fotonů záření gama v průběhu rozlišovací doby detektoru a připojeného elektronického zařízení. Rozlišením výšky impulsů je získáno spektrum výšek impulsů záření gama. Po analýze spektra jsou jednotlivé píky přiřazeny radionuklidům emitujícím odpovídající fotony záření gama. Aktivita radionuklidu přítomného ve vzorku se vypočte podle předem stanovené energetické závislosti detekční účinnosti.

Současné stanovení objemové (případně hmotnostní) aktivity různých radionuklidů emitujících záření gama s energiemi $0,1 \text{ MeV} < E < 2 \text{ MeV}$. Toto stanovení je vhodné pro matrice typu pitná, podzemní, povrchová, odpadní voda, sedimenty, kaly, vodárenské písky a vodní biomasa (rostliny a organismy).^{32,35,36} V tabulce 2.1 jsou uvedeny směrné a mezní hodnoty vybraných radionuklidů stanovené pro vodu určenou k veřejnému zásobování pitnou vodou.

Tabulka 2.1.: Směrné a mezní hodnoty obsahu radionuklidů v pitné vodě, pozn. směrná hodnota je definována jako hodnota stále přípustná, zatímco mezní hodnota by neměla být v žádném případě překročena, převzato z³²

Ukazatel obsahu radionuklidů	směrná hodnota	mezní hodnota	jednotky
celková objemová aktivita alfa	0,2	nestanovena	Bq/l
celková objemová aktivita beta			
po odečtení příspěvku ⁴⁰ K	0,5	nestanovena	Bq/l
objemová aktivita ²¹⁰ Pb	nestanovena	0,7	Bq/l
objemová aktivita ²¹⁰ Po	nestanovena	0,4	Bq/l
objemová aktivita ²²² Rn	50	300	Bq/l
objemová aktivita ²²⁴ Ra	nestanovena	6	Bq/l
objemová aktivita ²²⁶ Ra	nestanovena	1,5	Bq/l
objemová aktivita ²²⁸ Ra	nestanovena	0,5	Bq/l
objemová aktivita ²²⁸ Th	nestanovena	6	Bq/l
objemová aktivita ²³⁰ Th	nestanovena	3	Bq/l
objemová aktivita ²³² Th	nestanovena	3	Bq/l
objemová aktivita ²³⁴ U	nestanovena	12	Bq/l
objemová aktivita ²³⁸ U	nestanovena	12	Bq/l
celková indikativní dávka	0,1	nestanovena	mSv/rok
objemová aktivita ³ H	100	nestanovena	Bq/l

2.5 Zvolený postup řešení diplomové práce - metodika sorpčních pokusů

Na základě výše uvedeného rozboru literatury byl navržen následující postup řešení práce. Sorpční testování zeminy bude probíhat při konstantních podmínkách, aby bylo možné vyhodnocení jednotlivých testů porovnávat. Při experimentech bude použito identické množství zeminy a identické množství vody obsahující zvolený radionuklid ⁸⁵Sr.

Optimální postup při testech je smísení vody a zeminy, přesně stanovenou dobu jej vzájemně protřepávat takovým způsobem, aby nedocházelo k ovlivnění vlastností vody vzduchem nacházejícím se v nádobě. Po uplynutí této doby je nutné oddělit jednotlivé složky, nejjednodušší by bylo použít vakuovou filtraci. Tímto postupem by se ovšem zaváděla do stanovení další chyba měření - sorpce by probíhala i na filtračním papíru. Z tohoto důvodu je vhodnější zvolit centrifugování roztoku a odběr přesně definovaného množství vody. Vzhledem k charakteru zeminy (obsahuje velmi jemné částičky) je nezbytně nutné určit vhodné podmínky při centrifugování, aby v odebrané vodě, ve které bude měřen úbytek radioaktivity, bylo co nejmenší množství zeminy, resp. nerozpuštěných látek. Jakmile jsou určeny nejvhodnější podmínky centrifugování, je nutné provést testy sorpce při různých hodnotách pH. Při pokusech je nutné znát pH vstupního roztoku, poté i výstupního, aby bylo

možné vyhodnotit, jakým způsobem zemina ovlivnila hodnotu pH a v neposlední řadě i velikost sorpce daného radionuklidu. Pro další testování je dobré používat pH blízké hodnotě pH vody, která je používána ve výrobním procesu JE Temelín a tím následně předpokládat přibližnou shodnost výsledků. Mezi dalšími testy je potřeba zjistit, kdy dosáhne testovaný systém rovnováhy, tedy kdy proběhla sorpce ve své maximální výši. Při tomto pokusu se používají konstantní veškeré podmínky, pouze doba styku zeminy a radioaktivní vody při třepání se mění.

3. Experimentální část

3.1 Použité chemikálie

Při experimentální práci byly použity následující chemikálie:

- Destilovaná voda – připravená demineralizací vodovodní vody přístrojem AQUAL 29-2 (s demikolonou SPF 07), výrobce AQUAL s.r.o.
- Hydroxid sodný mikroperly, p.a., výrobce Lach-Ner
- Hydroxid sodný, zředěný podzemní vodou z vrtu č.36 na koncentraci 0,2mol/l
- Chlorid draselný, p.a. s deklarovaným obsahem ^{40}K , CRM ČMI IIZ, zastoupení přeměny beta s emisí elektronů (β^-) je 0,893, měrná aktivita 16,04 Bq/g k referenčnímu datu 6.3.2009. Pro přípravu preparátu ke stanovení účinnosti měření celkové objemové aktivity beta se chlorid draselný suší při 105 °C po dobu dvou hodin a po vychladnutí je použit k měření.
- Kyselina chlorovodíková 35%, koncentrovaná, p.a., výrobce Lach-Ner
- Kyselina chlorovodíková, zředěná destilovanou vodou (poměr 1:5)
- Kyselina chlorovodíková, zředěná podzemní vodou z vrtu č.36 na koncentraci 0,2 mol/l
- Kyselina dusičná 65%, koncentrovaná, p.a., výrobce Lach-Ner
- Kyselina dusičná, zředěná destilovanou vodou (poměr 1:1)
- Kyselina dusičná, zředěná destilovanou vodou (poměr 1:30)
- Nosič $^{85}\text{Sr}^{2+}$, složení 20 mg/l SrCl_2 + 3 g/l HCl, CRM ČMI ER X K, měrná aktivita 9,728 kBq/g k referenčnímu datu 17.2.2010
- Nosič $^{85}\text{Sr}^{2+}$, složení 20 mg/l SrCl_2 + 3 g/l HCl, CRM ČMI ER X K, měrná aktivita 9,484 kBq/g k referenčnímu datu 30.11.2010
- Roztok uranu o známé měrné aktivitě směsi radioizotopů ^{238}U , ^{235}U a ^{234}U v přirozeném zastoupení, CRM ČMI IIZ, měrná aktivita 25,03 Bq/g k referenčnímu datu 5.3.2009
- Scintilátor $\text{ZnS}(\text{Ag})$
- Silikonový jednosložkový trvale plastický tmel LUKOPREN, výrobce Lučební závody Kolín

3.2 Odběr a charakterizace vzorků

3.2.1 Vzorky zemin

Vzorky zemin byly odebrány dne 10.12.2009 v areálu JE Temelín na východ, západ, jih a sever od oblasti plánované přístavby nových bloků (vzorky V01, Z02, J03, a S04), dále u budovy aktivních provozů (vzorek B05) a u stávajícího hlavního výrobního bloku (vzorek H06) na konkrétních souřadnicích uvedených v tabulce 3.1

Tab. 3.1: Souřadnice odběrových míst zemin

vzorek	GPS
V01	N 49°10.875' E 14°22.419'
Z02	N 49°10.913' E 14°22.312'
J03	N 49°10.854' E 14°22.301'
S04	N 49°10.939' E 14°22.343'
B05	N 49°10.922' E 14°22.492'
H06	N 49°10.874' E 14°22.527'

Zeminy byly sušeny při laboratorní teplotě. Veškeré vzorky zemin mají jílovitý charakter. Po dosažení konstantních hmotností u jednotlivých vzorků byly zeminy ručně rozmělněny v třecí misce tloučkem. Tato práce se musela provádět velice opatrně, jelikož není žádoucí zavádět nepřesnosti měření nadrcenými horninami.

Každý vzorek povrchové zeminy vysušený do konstantní hmotnosti, rozmělněný a zbavený veškerých rostlinných částí byl rozsítován na dvě složky. Složku s částicemi menšími než 2 mm a složku s částicemi většími než 2 mm. Hmotnosti jednotlivých podílů jsou uvedeny v tabulce 3.2.

Tab. 3.2: Hmotnost jednotlivých podílů zeminy

Frakce	Vzorek V01		Vzorek Z02		Vzorek J03	
	Hmotnost (kg)	Procentuální zastoupení (%)	Hmotnost (kg)	Procentuální zastoupení (%)	Hmotnost (kg)	Procentuální zastoupení (%)
Mokrý vzorek, kompletní	6,784		8,247		8,377	
Suchý vzorek, kompletní	5,388	100,0	6,827	100,0	6,254	100,0
Pod 2mm	3,427	63,6	4,037	59,1	4,472	71,5
Nad 2mm	1,948	36,2	2,784	40,8	1,772	28,3
Ztráty při síťování	0,013	0,2	0,006	0,1	0,010	0,2

Frakce	Vzorek S04		Vzorek B05		Vzorek H06	
	Hmotnost (kg)	Procentuální zastoupení (%)	Hmotnost (kg)	Procentuální zastoupení (%)	Hmotnost (kg)	Procentuální zastoupení (%)
Mokrý vzorek, kompletní	9,151		8,976		8,322	
Suchý vzorek, kompletní	7,279	100,0	7,396	100,0	6,839	100,0
Pod 2mm	4,455	61,2	4,418	59,7	4,058	59,3
Nad 2mm	2,819	38,7	2,968	40,1	2,775	40,6
Ztráty při síťování	0,005	0,1	0,010	0,1	0,006	0,1

Při dalších experimentech se již pracovalo pouze s frakcí s částicemi menšími než 2 mm. U veškerých vzorků zemin byl proveden základní chemický rozbor, při němž se stanovovalo pH, TOC (celkový organický vázaný uhlík), sušina, Na, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Sr a iontově výměnná kapacita ve výluhu NH_4Cl (tedy slabě kyselém výluhu) pro ionty Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+} , Fe^{2+} a Mn^{2+} . Tento základní rozbor byl proveden ve Výzkumném ústavu vodohospodářském TGM, v.v.i., na úseku referenčních laboratoří složek životního prostředí a odpadů v oddělení základního chemického odboru. Výsledky jsou uvedeny v Příloze I.

3.2.1.1 Gamaspektrometrické stanovení radionuklidů v zeminách

Vzorek zeminy byl sušen při 105 °C až do konstantní hmotnosti a následně byl rozmělněn. Do Marinelliho nádoby o objemu 450 ml byl odvážen vzorek zeminy s přesností na čtyři desetinná místa v takovém množství, aby zemina zaplnila Marinelliho nádobu až po její rysku. Nádobu se řádně označila štítkem obsahujícím údaje o číslu vzorku, datem odběru vzorku, datem uzavření vzorku a údajem o přesné hmotnosti vzorku. Takto označená a uzavřená nádoba byla utěsněna pomocí tmelu značky LUKOPREN. Marinelliho nádoba se vzorkem zeminy byla skladována v bezprašné odvětrávané místnosti po dobu 30 dnů, z důvodu dosažení radioaktivní rovnováhy mezi vybranými radionuklidy uranové a thoriové řady. Doba měření se volí dle množství vzorku a požadované nejmenší detekovatelné aktivity,

v tomto případě byla zvolena doba 12 hodin. Byla provedena energetická kalibrace etalonem ^{152}Eu , též bylo proměřeno pozadí.

Veškerá měření byla provedena na gamaspektrometrickém přístroji Canberra s polovodičovým detektorem N-TYP s označením GR 3019 (Canberra-Packard, USA). Číselné vyhodnocení výsledků bylo provedeno pomocí softwaru Genie 2000.

3.2.1.2 Kationtová výměnná kapacita zemin

Kationtová výměnná kapacita zemin je velice podstatná veličina, jelikož výměna iontů úzce souvisí se sorpcí iontů na zeminy. V této práci budou porovnány hodnoty sorpcí s hodnotami kationtové výměnné kapacity zemin.

Ve Výzkumném ústavu vodohospodářském T.G.M., v.v.i., na úseku referenčních laboratoří složek životního prostředí a odpadů v oddělení Základního chemického rozboru bylo provedeno stanovení iontově výměnné kapacity ve výluhu NH_4Cl vybraných kationů. Byla stanovena výměnná kapacita pro sodík, draslík, vápník, hořčík, hliník, mangan a železo. Výsledky v jednotkách mg/kg zeminy viz příloha II byly pro použití v rámci diplomové práce přepočteny na jednotky mmol ekv./kg zeminy pomocí vztahu

$$KVK = \frac{KVK_m \cdot z_i}{M_i} \quad (3.1)$$

kde M_i je molární hmotnost daného iontu i [g / mol], KVK kationtová výměnná kapacita uvedená jako ekvivalent látkového množství vztažený na hmotnost zeminy [mmol ekv./ kg zeminy], KVK_m výměnná kapacita prvku vyjádřená v hmotnosti iontu vztažené na množství zeminy [mg / kg zeminy], z_i náboj iontu i

3.2.2 Vzorek podzemní vody

Byla odebrána podzemní voda z areálu jaderné elektrárny Temelín, konkrétně z vrtu č.36. U vzorku vody byl proveden základní chemický rozbor vod, kde se stanovovalo pH, elektrická konduktivita, chemická spotřeba kyslíku s použitím manganistanu jako oxidačního činidla (CHSK_{Mn}), chloridy, sírany, amonné ionty, dusičnany, dusitany, fosforečnany, celkový dusík, fluoridy, bromidy, stanovení nerozpuštěných látek, stanovení nerozpuštěných látek žiháním, stanovení rozpuštěných látek, stanovení rozpuštěných látek ztrátou žiháním, stanovení celkového uhlíku, Ca+Mg, Na, K, Ca, Mg, Ba, Fe, Li, Mn a Sr. Tento základní

chemický rozbor byl proveden ve VÚV TGM, v.v.i, na odboru referenčních laboratoří složek životního prostředí a odpadů na oddělení základního chemického rozboru.

V rámci diplomové práce byla stanovena celková objemová aktivita alfa a celková objemová aktivita beta.

3.2.2.1 Stanovení celkové objemové aktivity alfa

Do dvou kádinek o objemu 400 ml bylo odměřeno po 250 ml vzorku podzemní vody. Do jedné z kádinek bylo pipetováno 1 ml etalonu uranu o měrné aktivitě 25 Bq/g, tedy výsledná aktivita byla 25 Bq. Obě kádinky byly zahřívány na elektrickém vařiči, až se objem kapaliny zmenšil na cca 2 ml. Takto zakoncentrované vzorky byly kvantitativně převedeny, za pomoci zředěné kyseliny dusičné (1:30), na skleněnou měřicí misku. Měřicí misky se opět položily na elektrický vařič a obsah se dosušil. Odparek se rozpustil malým množstvím destilované vody (cca 3 ml) a přidalo se k němu 350 mg scintilátoru ZnS(Ag). Obsah misek se lehce krouživými pohyby promíchal, aby vznikla pokud možno homogenní vrstva. Obsah misek se opět na vařiči odpařil dosucha. Dále byly misky přemístěny do elektrické sušárny, kde se sušily po dobu dvou hodin při teplotě 105 °C. Současně se vzorek byl připraven i slepý pokus pro měření pozadí a to rozmícháním 350 mg scintilátoru v cca 3 ml destilované vody na skleněné měřicí misce. Po vysušení slepého pokusu do sucha, byl taktéž sušen po dobu dvou hodin při 105 °C. Veškeré vzorky byly poté uskladněny za nepřítomnosti světla (velká Petriho miska obalená alobalem) a po uplynutí 24 hodin byly přeměřeny. Pozadí, vzorek, vzorek s přídatkem, pozadí a etalon ^{241}Am se postupně vloží do vyhodnocovací jednotky EMPOS a měří se počty impulsů. Etalon ^{241}Am a byl měřen pětikrát po dobu 100 s. Vzorek a vzorek s přídatkem uranu i pozadí byly měřeny dvakrát po dobu 2000 s.

Veškerá měření celkové objemové aktivity alfa byla prováděna na přístroji EMPOS & TEMA EMS 3 alfa – beta automat s použitím scintilační sondy NS 9502 E, vyrobené firmou EMPOS, v České republice.

Pro vyhodnocení celkové objemové aktivity alfa bylo nejprve nutné znát účinnost měření vypočtenou z vzorce

$$\eta = \frac{\frac{N_z}{t_z} - \frac{N_v}{t_v}}{a_u \cdot m_u} \quad (3.2)$$

kde η je účinnost měření [1/sBq], N_z počet impulzů vzorku s přidavkem, N_v počet impulzů od vzorku, t_z celková doba měření vzorku s přidavkem [s], t_v celková doba měření vzorku [s], a_u měrná aktivita roztoku uranu [Bq/g] a m_u je hmotnost přidavku roztoku uranu [g]

Po dosazení vypočtené účinnosti měření do následujícího vztahu byla vypočítána celková objemová aktivita alfa vzorku podzemní vody.

$$\alpha_c = \frac{\frac{N_v}{t_v} - \frac{N_p}{t_p}}{\eta \cdot V} \quad (3.3)$$

kde α_c celková objemová aktivity alfa [Bq/l], N_v počet impulzů od vzorku, N_p počet impulzů od pozadí, t_v celková doba měření vzorku [s], t_p celková doba měření pozadí [s], η účinnost měření vypočtená podle vzorce (3.2) [1/sBq], V objem vzorku [l]

3.2.2.2 Stanovení celkové objemové aktivity beta

Do kádinky o objemu 1000 ml bylo odměřeno 1000 ml podzemní vody. Do vzorku vody byl ponořen přeložený filtrační papír. Kádinka se vzorkem byla umístěna na elektrický vaříč, kde byl vzorek odpařen dosucha. Pomocí pinzety byl filtrační papír převeden do předem zváženého žíhacího kelímku. Pro kvantitativní převedení vzorku ze dna i ze stěn kádinky byly použity malé útržky filtračního papíru a malé množství zředěné kyseliny dusičné (1:30). Veškeré kousky filtračního papíru obsahující vzorek z kádinky byly taktéž vloženy do již zmiňovaného žíhacího kelímku. Kelímek s převedeným vzorkem byl dosušen na elektrickém vaříči. Dále byl žíhací kelímek přemístěn do laboratorní pece a žíhán po dobu 1 hodiny při teplotě 550 °C. Žíhací kelímek byl poté umístěn do exsikátoru. Kelímek byl zvážen pro určení hmotnosti vyžíhaného odparku. Vzorek z kelímku byl rovnoměrně rozprostřen na předem zváženou niklovou měřicí misku. Hmotnost vzorku na misce se pohybovala okolo 200 mg. Pro stanovení účinnosti měření bylo na měřicí niklovou misku naváženo 200 mg rozetřeného KCl s deklarovaným obsahem ^{40}K . Pro měření pozadí byla použita čistá niklová měřicí miska. Jako etalon byl použit ^{90}Sr . Po uplynutí doby 24 hodin, bylo možné vzorky měřit. Do přístroje byly vloženy niklové měřicí misky v tomto pořadí: pozadí, KCl, vzorek a etalon ^{90}Sr . Chlorid draselný, vzorek i pozadí byly měřeny dvakrát po dobu 1000 s. Etalon ^{90}Sr byl měřen pětikrát po dobu 100 s. Měření celkové objemové aktivity beta bylo provedeno na přístroji EMPOS & TEMA EMS 3alfa – beta automat za použití proporcionálního detektoru 90B 302 E, vyrobené firmou EMPOS, v České republice, a současného probublávání zemním plynem.

Pro výpočet celkové objemové aktivity je nejprve nutné znát účinnost měření a ta se získá vypočtením ze vzorce

$$\eta = \frac{\frac{N_{KCl}}{t_{KCl}} - \frac{N_p}{t_p}}{m \cdot c_{m_{KCl}}} \quad (3.4)$$

kde η je účinnost měření [1/sBq], N_{KCl} počet impulzů od ^{40}K , N_p počet impulzů od pozadí, m hmotnost KCl [g], $c_{m_{KCl}}$ měrná aktivita beta ^{40}K , přítomného v KCl [14,4 Bq/g], t_{KCl} celková doba měření KCl [s], t_p celková doba měření pozadí [s]

Následně je možné dopočíst celkovou objemovou aktivitu beta dosazením do vztahu

$$\beta_c = \frac{\frac{N_v}{t_v} - \frac{N_p}{t_p}}{\eta \cdot V \cdot \frac{m_1}{m_0}} \quad (3.5)$$

kde β_c celková objemová aktivita beta [Bq/l], N_v počet impulzů od vzorku, N_p počet impulzů od pozadí, t_v celková doba měření vzorku [s], t_p celková doba měření pozadí [s], m_0 hmotnost odparku v žihacím kelímku [g], m_1 hmotnost odparku na měřicí misce [g], η účinnost stanovená v závislosti na navážce vzorku na měřicí misce z kalibrační rovnice (viz vzorec (3.4)), V objem vzorku [l]

Celková objemová aktivita beta korigované na radionuklid ^{40}K se dopočítá. Obsah draslíku ve vzorku byl stanoven plamenovou absorpční spektrofotometrií ve VÚV T.G.M.,v.v.i., obor Referenčních laboratoří složek životního prostředí a odpadů na oddělení Základního chemického rozboru – viz Příloha I. Přirozené zastoupení radioizotopu ^{40}K je 0,0274%. Použitím vzorce 3.6 se získá aktivita beta, kterou vykazuje radioizotop ^{40}K .

$$\beta_K = c_{gK} \cdot \%_{^{40}\text{K}} \quad (3.6)$$

kde β_K je celková objemová aktivita beta způsobená radioizotopem ^{40}K , c_{gK} hmotnostní koncentrace draslíku [mg/l], $\%_{^{40}\text{K}}$ přirozené zastoupení radioizotopu ^{40}K .

Celková objemová aktivita beta korigovaná na ^{40}K se získá dosazením do vztahu 3.7

$$\beta_{kor} = \beta_c - \beta_K \quad (3.7)$$

Kde β_{kor} je celková objemová aktivita beta korigovaná na radioizotop ^{40}K , β_c celková objemová aktivita beta a β_K je celková objemová aktivita beta způsobená radioizotopem ^{40}K .

3.3 Optimalizace podmínek sorpčních pokusů

Pro správné provedení a následné vyhodnocení sorpce radionuklidů na zeminy bylo nutné získat nejvhodnější experimentální podmínky. Při testování sorpce byla použita zemina s velikostí částic pod 2 mm. K oddělení vodné fáze bylo zvoleno centrifugování směsi. Za účelem získání nejvhodnějších experimentálních podmínek pro centrifugaci na centrifuze firmy Hermle typ Z 366 s rotorem vhodným pro 6 kyvet o objemu 250 ml se prováděly testy podzemní vody se vzorkem J03.

3.3.1 Stanovení optimální doby centrifugace

Pro stanovení nejvhodnější centrifugační doby se použila rychlost 4000 ot./min. Připravily se zkušební roztoky, kdy se navážené množství 4 g vzorku zeminy J03 smísilo se 100 ml zkušební podzemní vody. Připravené směsi se vložily na třepačku a mísily 5 minut. Dostupná třepačka GFL 3006 třepe se vzorky vodorovně a intenzita třepání byla zvolena tak, aby se nemísila voda se vzduchem, který se také nachází v nádobě se směsí. Následně byly roztoky centrifugovány a to vždy při jiné době, konkrétně 2, 5, 10 a 20 minut. Jeden roztok se necentrifugoval a byl dále zpracováván přímo z třepačky. Roztoky se vždy opatrně vyjmuly z centrifugy a bylo z nich pipetováno 50 ml co nejblíže hladině, aby se do pipety nenasála i usazená zemina. Těchto 50 ml se filtrovalo přes vakuovou filtraci značky Synpore a převařené filtry Millipore typu HAWP o velikosti pórů 0,45 μm . Filtry se vždy vážily na niklových mističkách. Filtry na niklových mističkách byly sušeny vždy 2 hodiny při 40 °C a poté uskladněny v exsikátoru. Pro každou dobu centrifugace byl proveden experiment třikrát, pro získání směrodatných odchylek stanovení.

Tento test byl proveden i s testovací vodou jako se slepým pokusem, opět třikrát.

3.3.2 Stanovení optimálního počtu otáček při centrifugaci

Pro stanovení optimálních otáček při centrifugaci byly použité roztoky obdobně připravené jako při testování vhodné doby centrifugace. Byly připraveny vzorky se 4 g zeminy J03 a 100 ml testovací vody. Směs byla třepána, aby došlo k smísení obou fází. Následně byla směs odstředěna. Doba centrifugace byla 5 min a otáčky byly voleny v rozmezí 500, 1000, 2000, 3000 a 4000 ot./min. Opět byl test proveden i pro roztok, který nebyl centrifugován, a pro čistou testovací vodu jako slepý pokus.

Postup práce byl shodný s předchozím stanovením. Roztoky se vyjmuly z centrifugy a bylo z nich pipetováno 50 ml tak, aby se do pipety nenasála i usazená zemina. Těchto 50 ml se filtrovalo přes vakuovou filtraci značky Synpore a převařené filtry Millipore typu HAWP o velikosti pórů 0,45 μm . Filtry se vždy vážily na niklových mističkách. Filtry na niklových mističkách byly sušeny vždy 2 hodiny při 40 °C a poté uskladněny v exsikátoru. Každý experiment byl proveden třikrát pro získání směrodatných odchylek stanovení.

3.4 Ověření závislosti sorpce na pH

3.4.1 Příprava zředěného zásobního roztoku radionuklidu ^{85}Sr

Ze zásobního roztoku radionuklidu ^{85}Sr byl připraven zředěný zásobní roztok. V době přípravy zředěného roztoku (6.10.2010) měl zásobní roztok radionuklidu ^{85}Sr měrnou aktivitu rovnou 821,3 Bq/g. Do 100ml odměrné baňky se zábrusem bylo dáno asi 5 ml podzemní vody a 2 ml koncentrované HCl, takto připravená baňka se zvažila a bylo do ní přesně odměřeno 40,5613 g zásobního roztoku radionuklidu ^{85}Sr . Objem byl doplněn podzemní vodou na 100 ml. Takto byl připraven zředěný zásobní roztok radionuklidu ^{85}Sr , který se dále používal pro testování závislosti sorpce na pH. Zředěný zásobní roztok měl v době jeho přípravy aktivitu 333,12 Bq/g.

3.4.2 Sorpční pokusy

Podmínky sorpce z velké míry ovlivňuje pH roztoku. Za tímto účelem byl proveden test sorpce v závislosti na pH. Nejprve bylo nutné připravit testovací vodu. Do 100 ml odměrné baňky bylo dáno cca 5 ml podzemní vody a k tomu pipetováno 2 ml zředěného zásobního roztoku radionuklidu ^{85}Sr . Dále byl pipetován roztok pro úpravu pH, tedy 1; 0,7; 0,6; 0,5; nebo 0,25 ml HCl o koncentraci 0,02 mol/l, případně 1; 0,5; 0,25; 0,15 nebo 0,1 ml NaOH o koncentraci 0,02 mol/l. Veškeré roztoky byly doplněny na objem 100 ml podzemní vodou. Do centrifugační nádoby byly naváženy 4 g zeminy V01 a k tomu bylo přidáno 100 ml jedné z testovacích vod. Směs byla třepána při rychlosti 65 kmitů za minutu po dobu jedné hodiny. Dále byla směs odstředěna při 4000 ot./min. Kyvety byly opatrně vyjmuty z centrifugy a z každého vzorku bylo pipetováno 50 ml do měřicí nádoby. Byly připraveny též slepé pokusy. Do 50 ml odměrné baňky bylo odměřeno cca 5 ml podzemní vody, následně 1 ml zředěného zásobního roztoku radionuklidu ^{85}Sr a dále poloviční množství HCl o koncentraci

0,02 mol/l, případně NaOH o koncentraci 0,02 mol/l. Takto připravené roztoky byly měřeny na gamaspektrometru Canberra s detektorem GR 3019 po dobu 20 minut a výsledky byly vyhodnoceny softwarem Genie 2000. Hodnoty pH byly měřeny na přenosném pH metru typ session TM 1 firmy HACH LANGE, Česká republika, který byl kalibrován na roztoky o pH 4,01 a 7,00. Vzhledem k relativně krátkému poločasu radionuklidu ^{85}Sr , bylo nezbytně nutné pro každý den měření vyhodnocovat nejen samotné testovací vzorky, ale i slepé pokusy. Stejným postupem byly testovány i vzorky zemin Z02, J03 a S04, v těchto případech ovšem s menším množstvím testovacích vod. Konkrétně byl u vzorků použit přídavek 1; 0,7; nebo 0,5 ml HCl o koncentraci 0,02 mol/l, případně 1, nebo 0,5 ml NaOH o koncentraci 0,02 mol/l. Naměřené hodnoty byly vyjádřeny jako sorpce radionuklidu ^{85}Sr na zeminu v procentech a vyneseny do grafu. Směrodatné odchylky v případě tohoto měření byly vyhodnoceny softwarem Genie 2000.

Vyhodnocení sorpce radionuklidu ^{85}Sr na zeminy bylo provedeno početně a to dosazením naměřených hodnot do vzorce

$$\%_{Sr} = 100 - \frac{A_{Sr}}{A_{0Sr}} \cdot 100 \quad (3.8)$$

kde $\%_{Sr}$ je procentuální vyjádření sorpce radionuklidu ^{85}Sr na zeminu, A_{Sr} aktivita ^{85}Sr vyzářená ze vzorku vody po sorpci [Bq] a A_{0Sr} je aktivita ^{85}Sr vyzářená ze vzorku vody před sorpcí [Bq].

3.5 Ověření závislost sorpce na době kontaktu pevné a kapalné fáze

3.5.1 Příprava zředěného zásobního roztoku radionuklidu ^{85}Sr

Pro tento pokus byl použit nový zásobní roztok radionuklidu ^{85}Sr z Českého metrologického institutu. Zředěný roztok byl připraven dne 21.4.2011, kdy koncentrovaný zásobní roztok měl aktivitu 2075,5 Bq/g. Do 100 ml odměrné baňky se zábrusem bylo dáno cca 5 ml podzemní vody a 2 ml koncentrované HCl, do takto připravené baňky bylo odměřeno přesně 15,0352 g zásobního roztoku radionuklidu ^{85}Sr . Objem byl doplněn podzemní vodou na 100 ml. Zředěný zásobní roztok měl v době jeho přípravy aktivitu 311,70 Bq/g.

3.5.2 Sorpční pokusy

Bylo nutné připravit si podzemní vodu obohacenou o radionuklid ^{85}Sr . Do 100 ml odměrné baňky bylo dáno cca 5 ml podzemní vody, k tomu bylo pipetováno 2 ml zředěného zásobního roztoku radionuklidu a doplněno do požadovaného objemu 100 ml podzemní vodou. Do nádobky byly naváženy 4 g vzorku zeminy a přidáno 100 ml připravené podzemní vody obsahující konstantní koncentraci radionuklidu ^{85}Sr . Tyto dvě složky se po smísení třepaly po zvolenou dobu. Následovala centrifugace při 4000 ot/min po dobu 5 minut. Z odstředěné směsi se okamžitě pipetovalo 50 ml do měřicí nádobky a vzorek se změřil na gamaspektrometru Canberra s detektorem typu GR 3019. Pro vyhodnocení výsledků byl připraven i slepý pokus, a to pipetováním 50 ml podzemní vody obsahující poloviční koncentraci radionuklidu ^{85}Sr přímo do měřicí nádobky. Výsledky byly vztaženy k slepému pokusu. Vyhodnocen byl procentuální úbytek impulzů od ^{85}Sr a následně přepočten na procentuální vyjádření sorpce dané zeminy. Veškerá měření byla provedená třikrát, aby bylo možné vyhodnotit směrodatnou odchylku. Ve výpočtech byla zanedbána nepřesnost způsobená laboratorními pomůckami a případná sorpce na ně.

Vyhodnocení sorpce radionuklidu ^{85}Sr na zeminy bylo provedeno shodně jako při testování sorpce při různých hodnotách pH, tedy dosazením naměřených hodnot do vzorce 3.8.

4. Výsledky a diskuze

4.1 Charakterizace vzorků

4.1.1 Vzorky zemin

Výsledky základního chemického rozboru vzorků zemin jsou uvedeny v Příloze I. U vzorků zemin bylo také provedeno stanovení iontové výměnných kapacit, výsledky tohoto stanovení jsou uvedeny v Příloze II. Z těchto údajů pomocí vztahu 3.1 byla dopočtena kationtová výměnná kapacita v jednotkách mmol/kg. Jednotky bylo nutné přepočíst, aby bylo možné porovnávat je s literaturou.

Tab. 4.1: Obsah sledovaných prvků, přepočtené hodnoty iontové výměnných kapacit těchto prvků a celková kationtová výměnná kapacita odebraných vzorků zemin z JE Temelín (pro železnaté a železité ionty byly obsahy pod detekčním limitem použitých metod).

Parametr	vzorek					
	V01	Z02	J03	S04	B05	H06
Na [mg/kg]	22,2	12,9	17,9	17,7	15,7	12,6
KVK_{Na} [mmol/kg]	1,0	0,6	0,8	0,8	0,7	0,5
K [mg/kg]	122	207	149	134	149	133
KVK_K [mmol/kg]	3	5	4	3	4	3
Ca [mg/kg]	1770	1220	1540	2080	1290	2960
KVK_{Ca} [mmol/kg]	88	61	77	104	64	148
Mg [mg/kg]	168	118	210	152	118	105
KVK_{Mg} [mmol/kg]	14	10	17	13	10	9
Al [mg/kg]	< LOQ	5,66	28,8	< LOQ	4,8	< LOQ
KVK_{Al} [mmol/kg]	–	0,63	3,20	–	0,53	–
Mn [mg/kg]	43,1	61,8	83,7	37,2	45,2	7,74
KVK_{Mn} [mmol/kg]	1,6	2,2	3,0	1,4	1,6	0,3
$KVK_{celk.}$ [mmol/kg]	108	79	105	122	81	161

Dále byl proveden gamaspektrometrický rozbor zemin. Výsledky jsou uvedeny v tabulce 4.2, kde aktivity radionuklidů jsou uvedeny v jednotkách Bq/kg sušiny.

Aktivita ^{226}Ra je vyjádřena jako rovnovážný stav s ^{214}Pb a ^{214}Bi a jako orientační měření na 186 keV.

Tab. 4.2: Stanovení radionuklidů ve vzorcích zemin z JE Temelín (aktivita udaná v [Bq/kg] sušiny).

Nuklid	vzorek					
	V01	Z02	J03	S04	B05	H06
^{214}Pb	49,9	45,8	46,7	52,4	50,8	46,8
^{214}Bi	46,3	43,7	42,9	50,3	45,3	46,0
^{226}Ra (^{214}Pb , ^{214}Bi)	56 ± 3	52 ± 2	52 ± 3	60 ± 3	56 ± 3	54 ± 3
^{226}Ra	10 ± 0	20 ± 20	5 ± 20	80 ± 30	10 ± 0	40 ± 20
^{228}Ra (^{228}Ac)	55 ± 2	52 ± 2	55 ± 2	56 ± 2	57 ± 2	54 ± 2
^{212}Pb	62,1	56,5	60,4	62,1	62,3	59,3
^{212}Bi	80,1	68,4	73,8	69,0	71,5	72,2
^{208}Tl	21,0	19,4	20,4	22,4	21,2	19,8
^{228}Th (^{212}Bi , ^{212}Pb , $3 \times ^{208}\text{Tl}$)	63 ± 4	57 ± 4	61 ± 4	66 ± 5	66 ± 5	59 ± 4
^{235}U	5,3	3,4	4,5	0,8	5,2	3,1
^{134}Cs	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1
^{137}Cs	$3,7 \pm 0,3$	$5,0 \pm 0,4$	$4,2 \pm 0,4$	$4,6 \pm 0,4$	$4,1 \pm 0,4$	$3,5 \pm 0,3$
^{40}K	700 ± 40	710 ± 40	700 ± 40	750 ± 40	760 ± 40	760 ± 40
^{210}Pb	51 ± 8	55 ± 8	50 ± 8	51 ± 8	58 ± 8	43 ± 7

Pozn.: Odchylka uvedená v tabulce je vyhodnocena softwarově programem Genie 2000. Prvky, které nemají uvedené odchylky, jsou na hraně limitu detekce a tudíž odchylka odpovídá samotné uvedené hodnotě.

Z veškerých těchto hodnot lze usuzovat, že žádný radionuklid se nenachází nad hladinou pozadí zjišťovaným na území ČR.

4.1.2 Vzorek podzemní vody

U vzorku podzemní vody byl proveden základní chemický rozbor a stanovení celkové objemové aktivity alfa a celkové objemové aktivity beta. Vzhledem ke spojitému systému,

tedy společnému systému pro výsledky jednotlivých laboratoří, ve Výzkumném ústavu vodohospodářském T.G.M.,v.v.i jsou veškeré výsledky uvedeny v Příloze III.

Celková objemová aktivita alfa byla pod mezí detekce, tedy méně než 0,042 Bq/l. Celková objemová aktivita beta byla stanovena na 0,202 Bq/l a celková objemová aktivita beta korigovaná na radioizotop ^{40}K byla stanovena 0,066 Bq/l. Z hlediska radiologického stanovení je podzemní voda v pořádku. Vzorek podzemní vody je kompletně charakterizován.

4.2 Optimalizace podmínek sorpčních pokusů

4.2.1 Optimální doba centrifugace

Optimalizace doby odstředování bylo prováděno se vzorkem zeminy J03. Hmotnosti nerozpuštěných látek (dále NL) v centrifugátech v závislosti na době centrifugace jsou uvedeny v tabulce 4.3.

Tab. 4.3: Hodnoty hmotností navážených při stanovování optimální doby centrifugace

Doba centrifugace (min)	č. měření	Hmotnost NL (g)	Průměr (g)	Směrodatná odchylka (g)
0	1	0,333	0,325	0,017
	2	0,306		
	3	0,336		
2	1	0,0014	0,002	0,001
	2	0,0018		
	3	0,0023		
5	1	0,000	0,001	0,000
	2	0,001		
	3	0,001		
10	1	0,001	0,001	0,000
	2	0,001		
	3	0,001		
20	1	0,001	0,001	0,000
	2	0,001		
	3	0,001		

Z naměřených hodnot je zřejmé, že centrifugování po dobu 2 minut je nedostačující. Nejnižší koncentrace nerozpuštěných látek byla dosažena při době centrifugace 20 minut. Díky směrodatným odchylkám se ovšem 10 minut a 5 minut od 20 min prakticky neliší.. Vzhledem k testování sorpce radionuklidů na čase je snaha minimalizovat dobu styku zeminy s vodou, z tohoto důvodu byla zvolena optimální doba centrifugace 5 minut.

4.2.2 Optimalizace počtu otáček při centrifugaci

Optimalizace počtu otáček při centrifugaci bylo prováděno se vzorkem zeminy J03. Hmotnosti NL v centrifugátech v závislosti na počtu otáček při centrifugace jsou uvedeny v tabulce 4.4.

Tab. 4.4: Hodnoty hmotností navážených při optimalizaci počtu otáček při centrifugaci

Počet otáček (ot./ min)	č. měření	Hmotnost NL (g)	Průměr (g)	Směrodatná odchylka (g)
0	1	0,336	0,325	0,017
	2	0,333		
	3	0,306		
500	1	0,050	0,036	0,012
	2	0,030		
	3	0,029		
1000	1	0,012	0,010	0,002
	2	0,010		
	3	0,009		
2000	1	0,006	0,004	0,002
	2	0,004		
	3	0,002		
3000	1	0,002	0,002	0,001
	2	0,001		
	3	0,002		
4000	1	0,001	0,001	0,000
	2	0,000		
	3	0,001		

Z naměřených hodnot je zřejmé, že čím větší je počet otáček za minutu, tím je obsah nerozpuštěných látek v odebrané vodě menší. Jako optimální byla zvolena hodnota 4000 ot./min.

Jako nejvhodnější podmínky pro sledování sorpce byly vyhodnoceny čas 5 minut při 4000 ot./min.

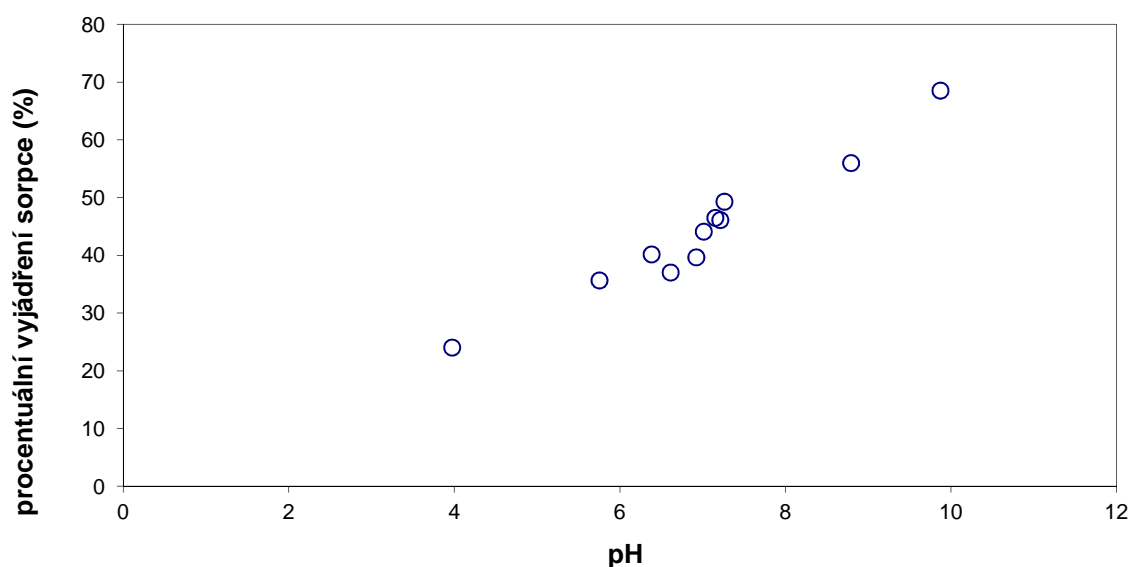
4.3 Ověření závislosti sorpce na pH

Sorpční testy zaměřené na vyšetření závislosti na pH vstupního roztoku byly provedeny pouze se vzorky V01, Z02, J03 a S04, a to z důvodu přesažení životnosti zásobního roztoku ^{85}Sr . Koncentrace radionuklidu byla v zásobním roztoku již velmi malá.

Vzorek zeminy V01

Tab. 4.5: Naměřené hodnoty u vzorku zeminy V01

Přídavek (ml)		pH před sorpcí	pH po sorpci	Aktivita před sorpcí (Bq)	Aktivita po sorpci (Bq)	Sorpce na zeminu (%)	Směrodatná odchylka (%)
0,02M HCl	0,02M NaOH						
1	0	2,9	4,0	357,2	271,4	24,0	0,2
0,7	0	3,7	5,6	369,1	237,5	35,7	0,3
0,6	0	5,3	6,4	375,5	224,6	40,2	0,4
0,5	0	6,3	6,6	344,8	217,1	37,0	0,3
0,25	0	6,6	6,9	342,2	206,5	39,7	0,3
0	0	7,2	7,0	344,9	192,8	44,1	0,4
0	0,1	7,3	7,2	334,7	179,1	46,5	0,4
0	0,15	7,7	7,2	336,8	181,5	46,1	0,4
0	0,25	8,8	7,3	343,5	174,2	49,3	0,4
0	0,5	9,3	8,8	381,4	167,9	56,0	0,5
0	1	10,4	9,9	378,6	119,1	68,5	0,6



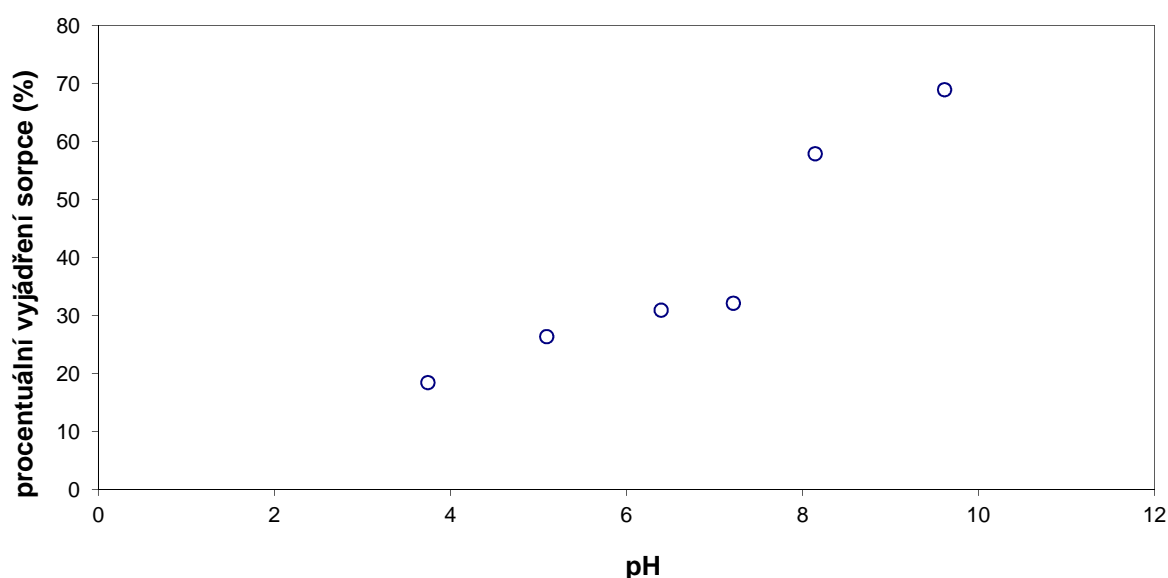
Graf 4.1: Procentuální vyjádření sorpce radionuklidu ^{85}Sr na zeminu V01 v závislosti na pH roztoku po sorpci

Vzhledem k velké škále pH jsou chybové úsečky téměř nerozeznatelné od vlastních bodů, a proto nejsou zobrazeny u veškerých grafů. Z grafu je zřejmé, že existuje závislost sorpce na pH. Čím větší je pH vody obsahující radionuklid ^{85}Sr , tím větší je sorpce tohoto radionuklidu na zeminu. Závislost se zdá téměř lineární, ovšem v oblasti pH mezi 6 - 7 dochází k mírnému poklesu sorpce.

Vzorek zeminy Z02

Tab. 4.6: Naměřené hodnoty u vzorku zeminy Z02

přídavek (ml)		pH před sorpcí	pH po sorpci	aktivita před sorpcí (Bq)	aktivita po sorpci (Bq)	Sorpce na zeminu (%)	2σ (%)
0,02M HCl	0,02M NaOH						
1	0	2,9	3,7	252,2	205,6	18,5	0,1
0,7	0	3,7	5,1	252,5	185,9	26,4	0,2
0,5	0	6,3	6,4	254,5	175,8	30,9	0,2
0	0	7,2	7,2	242,1	164,3	32,1	0,2
0	0,5	9,3	8,1	295,2	124,3	57,9	0,4
0	1	10,4	9,6	307,5	95,6	68,9	0,5



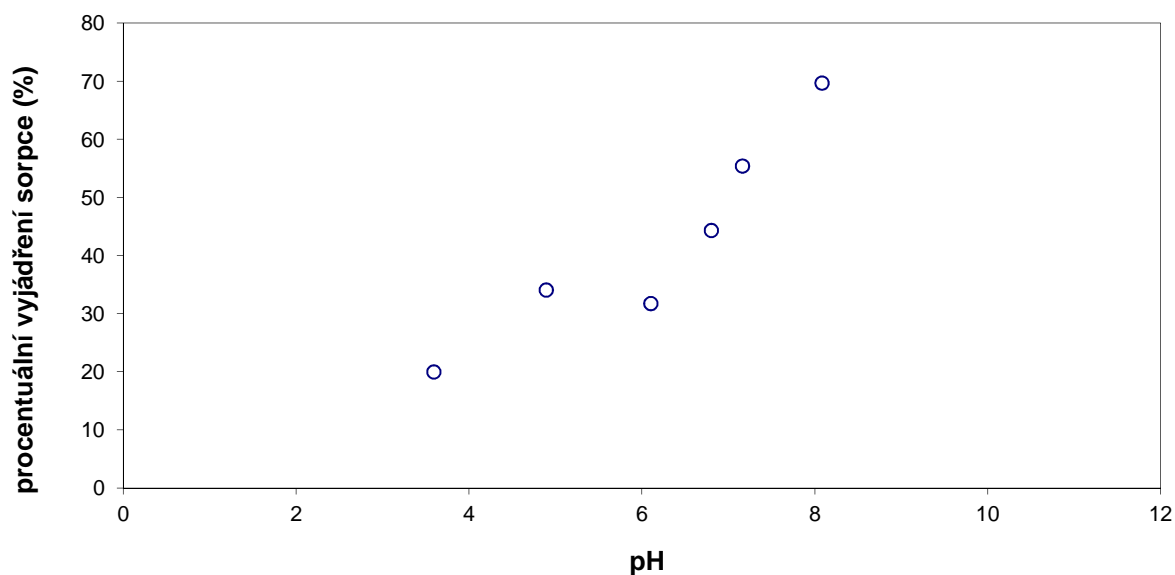
Graf 4.2: Procentuální vyjádření sorpce radionuklidu ^{85}Sr na zeminu Z02 v závislosti na pH roztoku po sorpci

V grafu je opět patrná vzrůstající závislost sorpce radionuklidu s rostoucím pH roztoku. Okolo pH 6 – 7 dochází ke stagnaci vzrůstu. Toto může být způsobeno vlastností zeminy, případně pufrem obsaženým ve zředěné koncentraci v zásobním roztoku radionuklidu ^{85}Sr .

Vzorek zeminy J03

Tab. 4.7: Naměřené hodnoty u vzorku zeminy J03

přídavek (ml)		pH před sorpcí	pH po sorpci	aktivita před sorpcí (Bq)	aktivita po sorpci (Bq)	Sorpce na zeminu (%)	2σ (%)
0,02M HCl	0,02M NaOH						
1	0	2,9	3,6	199,1	159,3	20,0	0,1
0,7	0	3,7	4,9	199,5	131,5	34,1	0,2
0,5	0	6,3	6,1	196,7	134,3	31,8	0,2
0	0	7,2	6,8	200,2	111,4	44,3	0,2
0	0,5	9,3	7,2	228,7	102,0	55,4	0,3
0	1	10,4	8,1	234,3	71,0	69,7	0,6



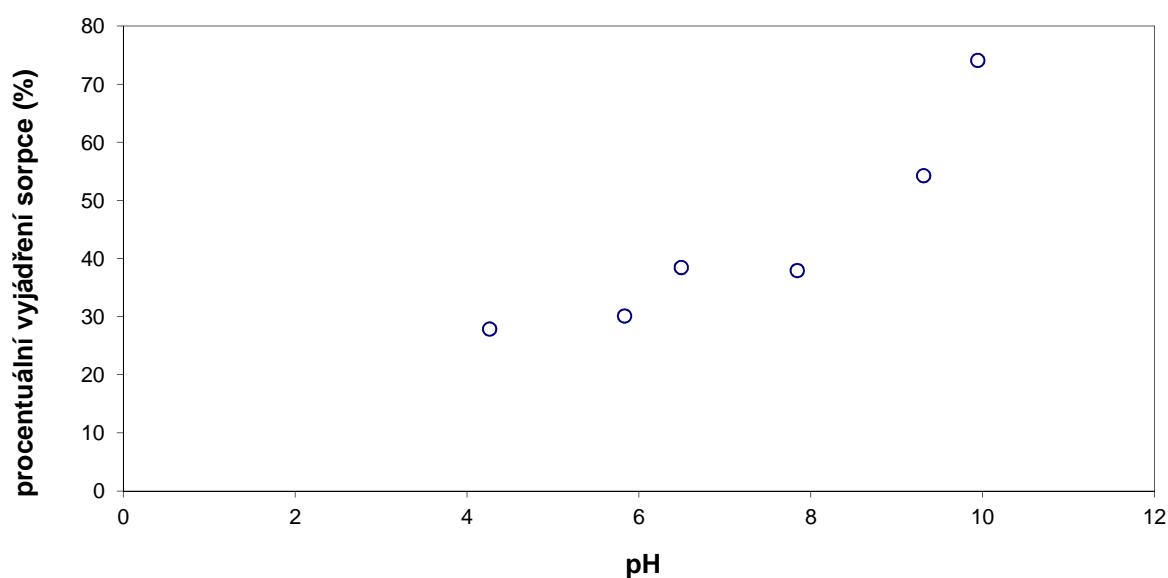
Graf 4.3: Procentuální vyjádření sorpce radionuklidu ^{85}Sr na zeminu J03 v závislosti na pH roztoku po sorpci

V grafu je patrná vzrůstající závislost sorpce radionuklidu s rostoucím pH roztoku. Body v hodnotách pH blízkých 6 a 7 se nachází opět mimo trend vzrůstu. Toto si lze opět vyložit vlastností zeminy, případně pufrem obsaženým ve zředěné koncentraci v zásobním roztoku radionuklidu ^{85}Sr .

Vzorek zeminy S04

Tab. 4.8: Naměřené hodnoty u vzorku zeminy S04

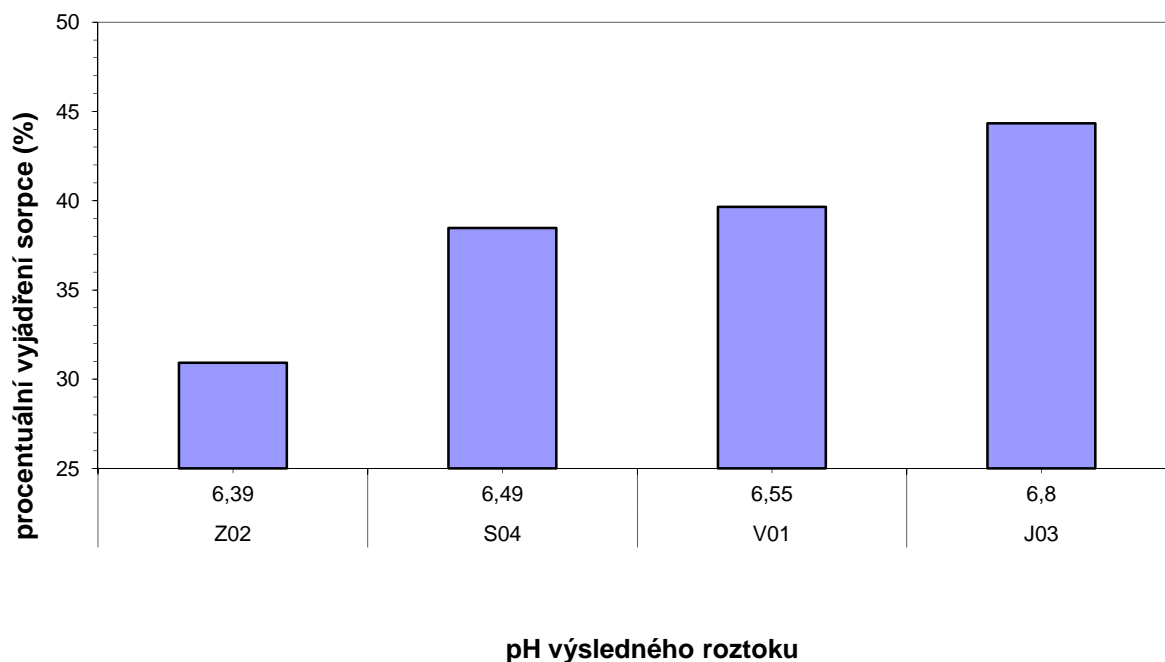
přídavek (ml)		pH před sorpcí	pH po sorpci	aktivita před sorpcí (Bq)	aktivita po sorpci (Bq)	Sorpce na zeminu (%)	2 σ (%)
0,02M HCl	0,02M NaOH						
1	0	2,9	4,3	179,3	129,3	27,9	0,1
0,7	0	3,7	5,8	171,9	120,1	30,1	0,1
0,5	0	6,3	6,5	182,1	112,0	38,5	0,2
0	0	7,2	7,8	143,8	89,2	38,0	0,1
0	0,5	9,3	9,3	174,4	79,8	54,3	0,2
0	1	10,4	9,9	184,1	47,6	74,1	0,3



Graf 4.4: Procentuální vyjádření sorpce radionuklidu ^{85}Sr na zeminu S04 v závislosti na pH roztoku po sorpci

U vzorku zeminy S04 jsou velké výchyly v hodnotách. Toto si lze vysvětlit velkými nejistotami měření případně rozdílným složením zeminy S04. Zemina S04 má ze všech studovaných půd nejvyšší hodnotu kationtové výměnné kapacity, tedy je pravděpodobné nejlepší sorbování radionuklidu ^{85}Sr na zeminu.

Pro porovnání vlastností zemin V01, Z02, J03 a S04 byly vyneseny do grafu 4.5 hodnoty pH po sorpci a procentuální sorpce radionuklidu ^{85}Sr při vstupním pH roztoku rovném 6,26. Tento pokus byl velice zásadní, jelikož podzemní voda z vrtu č. 36 měla $\text{pH} = 6,82 \pm 0,02$.



Graf 4.5: Velikost sorpce při pH vstupního roztoku 6,26

Z grafu je zřejmé, že pH vstupního roztoku radionuklidu nejvíce ovlivnil vzorek J03. Tímto zvýšeným výsledným pH byla zaručena i vyšší sorpce radionuklidu na 44 %.

4.4 Závislost sorpce radionuklidu ^{85}Sr na době styku sorbované směsi

Sorpční testy zaměřené na vyšetření závislosti na době styku sorbované směsi byly provedeny s veškerými vzorky zemin.

Vzorek zeminy V01

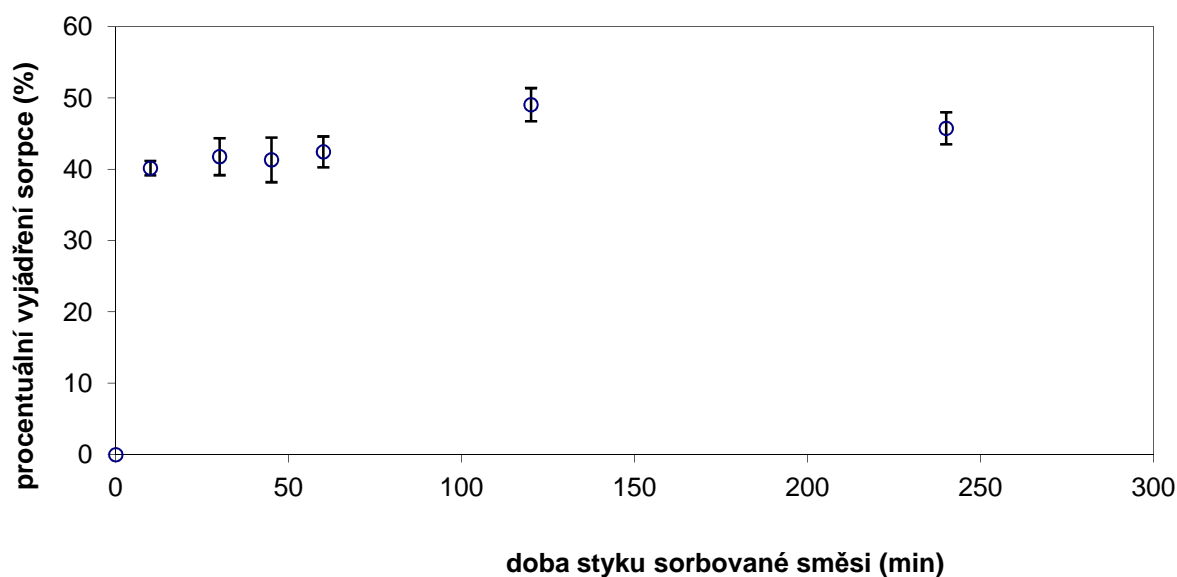
Tab. 4.9: Naměřené hodnoty pro vzorek zeminy V01

čas sorpce [min]	1. měření ^a		2. měření ^b		3. měření ^c		%Sr
	A _{Sr} [Bq]	% _{Sr}	A _{Sr} [Bq]	% _{Sr}	A _{Sr} [Bq]	% _{Sr}	
0	380,99	0	362,27	0	351,68	0	0 ± 0
10	225,8	40,73	217,34	40,01	211,87	39,75	40 ± 2
30	218,95	42,53	208,21	42,53	210,02	40,28	42 ± 3
45	217,77	42,84	212,15	41,44	212,02	39,71	41 ± 3
60	216,36	43,21	206,75	42,93	206,74	41,21	43 ± 2
120	192,88	49,37	181,05	50,02	183,71	47,76	49 ± 2
240	116,36	44,76	113,77	46,97	110,22	45,51	46 ± 2

^a A_{Sr, 0} pro čas 240 = 210,66

^b A_{Sr, 0} pro čas 240 = 214,52

^c A_{Sr, 0} pro čas 240 = 202,26



Graf 4.6: Sorpce radionuklidu ⁸⁵Sr v závislosti na době styku sorbované směsi u vzorku zeminy V01

Sorpce radionuklidu ⁸⁵Sr u vzorku zeminy V01 vzrůstala k maximální hodnotě 49 % po 120 min kontaktu. Tato hodnota se již nachází mimo oblast nejistot. Po době styku 240 minut se sorpce blížila k 46 % radionuklidu ⁸⁵Sr.

Vzorek zeminy Z02

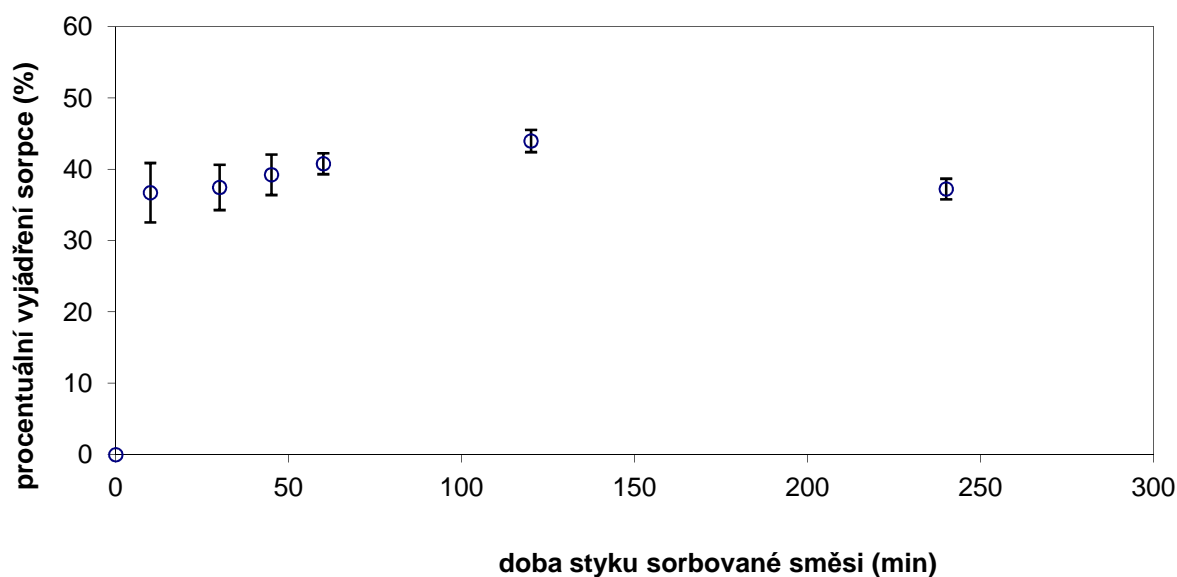
Tab. 4.10: Naměřené hodnoty pro vzorek zeminy Z02

čas sorpce [min]	1. měření ^a		2. měření ^b		3. měření ^c		%Sr
	A _{Sr} [Bq]	%Sr	A _{Sr} [Bq]	%Sr	A _{Sr} [Bq]	%Sr	
0	323,15	0,00	323,60	0,00	330,45	0,00	0 ± 0
10	209,87	35,05	206,94	36,05	201,39	39,06	37 ± 4
30	205,90	36,28	204,38	36,84	200,70	39,26	37 ± 3
45	199,69	38,21	198,49	38,66	195,43	40,86	39 ± 3
60	191,39	40,77	194,01	40,05	193,26	41,52	41 ± 1
120	181,00	43,99	183,89	43,17	182,63	44,73	44 ± 2
240	131,23	37,71	136,42	36,41	126,19	37,61	37 ± 1

^a A_{Sr, 0} pro čas 240 = 210,66

^b A_{Sr, 0} pro čas 240 = 214,52

^c A_{Sr, 0} pro čas 240 = 202,26



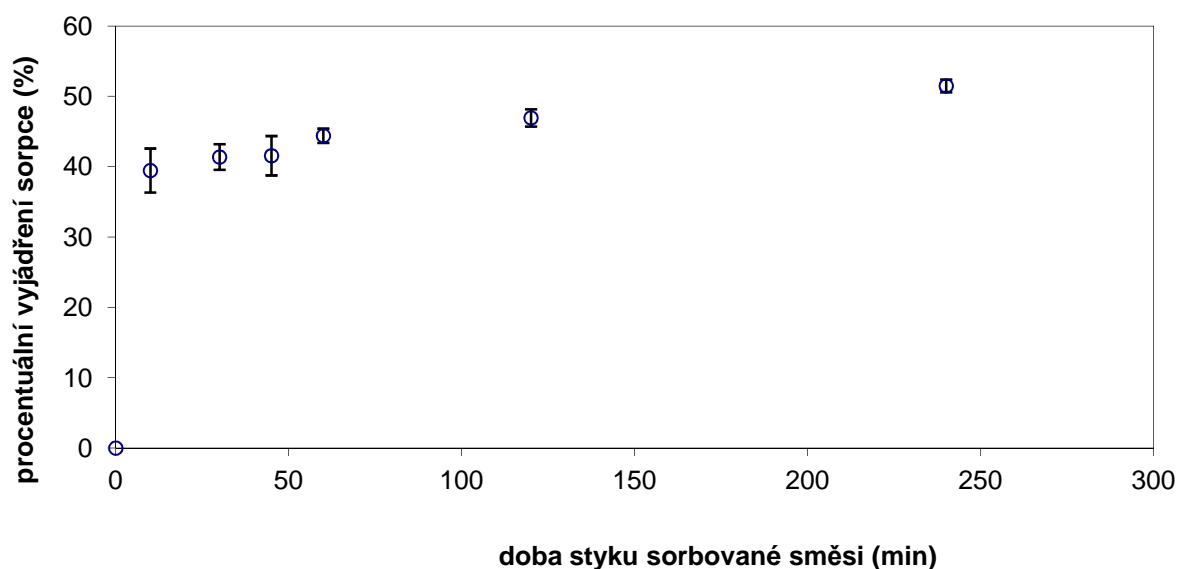
Graf 4.7: Sorpce radionuklidu ⁸⁵Sr v závislosti na době styku sorbované směsi u vzorku zeminy Z02

Na průběhu křivky u vzorku Z02 byl pozorován nárůst sorpce s nejvyšší hodnotou 44 % při 120 min kontaktu. U tohoto vzorku je možno pozorovat pokles sorpce při době třepání 4 h. Tento pokles již překračuje vliv nejistot stanovení. Podrobnější důvody však nebylo možné v rámci práce zjišťovat.

Vzorek zeminy J03

Tab. 4.11: Naměřené hodnoty pro vzorek zeminy J03

čas sorpce [min]	1. měření		2. měření		3. měření		%Sr
	A _{Sr} [Bq]	% _{Sr}	A _{Sr} [Bq]	% _{Sr}	A _{Sr} [Bq]	% _{Sr}	
0	302,32	0,00	301,99	0,00	276,32	0,00	0 ± 0
10	184,08	39,11	177,70	41,16	171,07	38,09	39 ± 3
30	179,88	40,50	177,30	41,29	159,40	42,31	41 ± 2
45	174,84	42,17	173,50	42,55	165,92	39,95	42 ± 3
60	166,66	44,87	169,53	43,86	153,52	44,44	44 ± 1
120	161,46	46,59	158,11	47,64	147,63	46,57	47 ± 1
240	146,11	51,67	145,57	51,80	135,49	50,97	51 ± 1



Graf 4.8: Sorpce radionuklidu ^{85}Sr v závislosti na době styku sorbované směsi u vzorku zeminy J03

Vzorek zeminy J03 vykazoval vzestupnou závislost sorpce na době třepání až po dobu 4 h. Při době třepání 120 min bylo sorbováno 47 % ^{85}Sr .

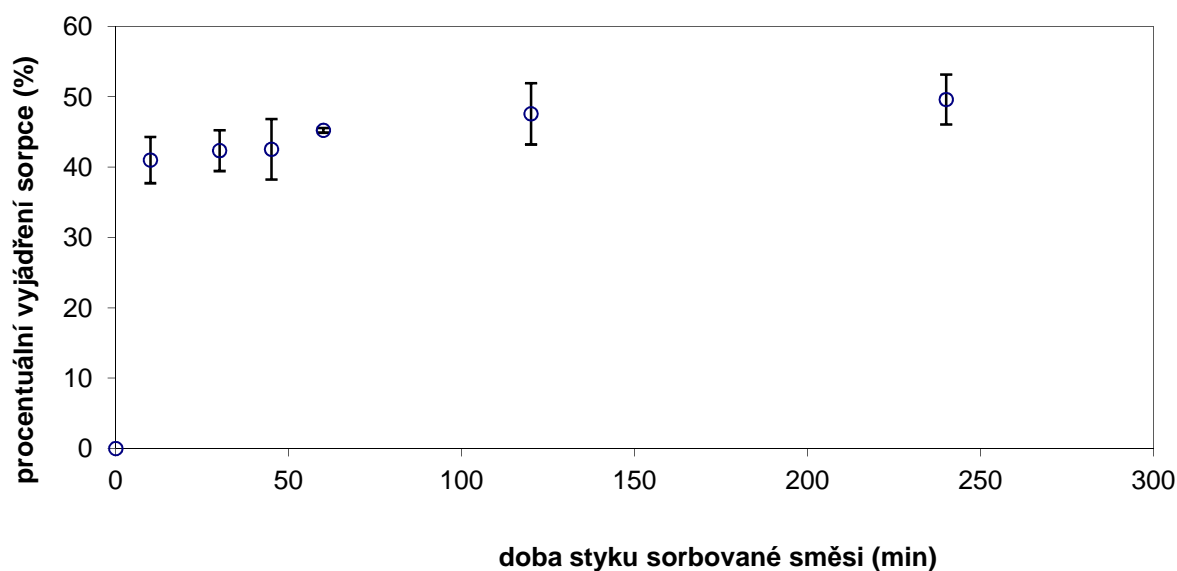
Vzorek zeminy S04

Tab. 4.12: Naměřené hodnoty pro vzorek zeminy S04

čas sorpce [min]	1. měření		2. měření ^a		3. měření ^b		%Sr
	A _{Sr} [Bq]	% _{Sr}	A _{Sr} [Bq]	% _{Sr}	A _{Sr} [Bq]	% _{Sr}	
0	260,15	0,00	249,13	0,00	241,37	0,00	0 ± 0
10	151,43	41,79	144,21	42,11	146,96	39,11	41 ± 3
30	148,12	43,06	141,25	43,30	143,18	40,68	42 ± 3
45	150,50	42,15	137,40	44,85	143,35	40,61	43 ± 4
60	142,94	45,05	136,09	45,37	132,10	45,27	45 ± 0
120	135,88	47,77	125,42	49,66	132,00	45,31	48 ± 4
240	127,96	50,81	122,93	47,57	120,24	50,44	50 ± 4

^a A_{Sr, 0} pro čas 240 = 234,47

^b A_{Sr, 0} pro čas 240 = 242,63



Graf 4.9: Sorpce radionuklidu ⁸⁵Sr v závislosti na době styku sorbované směsi u vzorku zeminy S04

Vzorek zeminy S04 vykazoal vzestupnou závislost sorpce na době třepání až po dobu 4 h. Při době třepání 120 min bylo sorbováno 48 % ⁸⁵Sr. Nárůst sorbované aktivity ⁸⁵Sr ve všech intervalech doby styku směsi byl v intervalu nejistot stanovení.

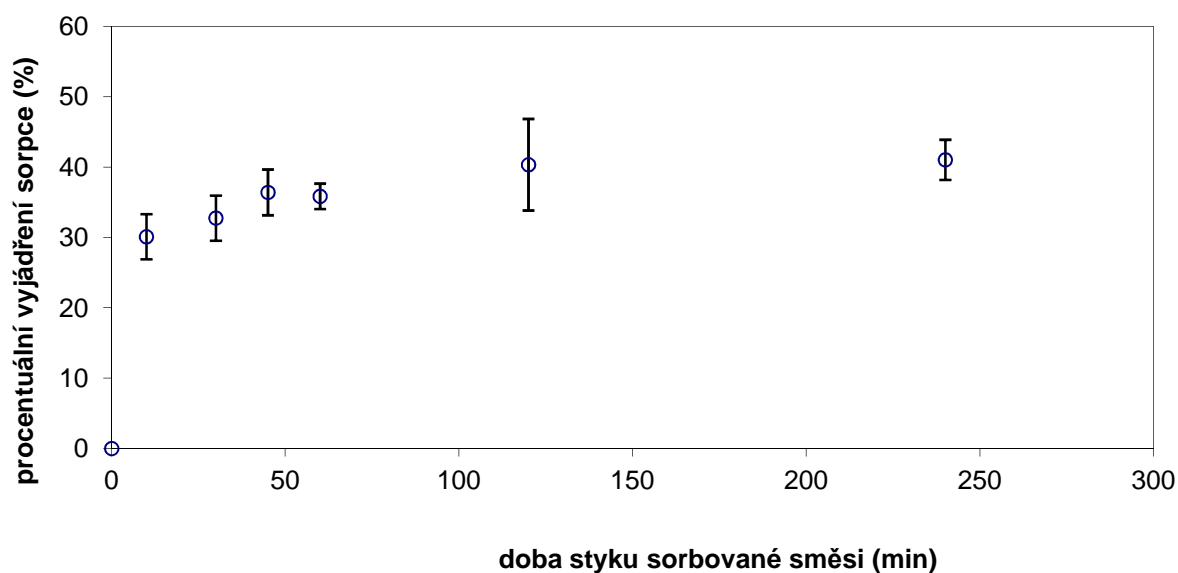
Vzorek zeminy B05

Tab. 4.13: Naměřené hodnoty pro vzorek zeminy B05

čas sorpce [min]	1. měření		2. měření ^a		3. měření ^b		%Sr
	A _{Sr} [Bq]	% _{Sr}	A _{Sr} [Bq]	% _{Sr}	A _{Sr} [Bq]	% _{Sr}	
0	233,59	0,00	222,66	0,00	226,62	0,00	0 ± 0
10	160,96	31,09	159,77	28,24	156,47	30,95	30 ± 3
30	155,02	33,64	153,85	30,90	150,19	33,73	33 ± 3
45	146,76	37,17	145,77	34,53	141,63	37,50	36 ± 3
60	147,76	36,74	144,86	34,94	145,37	35,85	36 ± 2
120	148,06	36,62	136,29	41,75	133,94	42,64	40 ± 7
240	141,38	39,48	137,22	41,35	134,79	42,28	41 ± 3

^a A_{Sr, 0} pro čas 120 a 240 = 233,98

^b A_{Sr, 0} pro čas 120 a 240 = 233,52



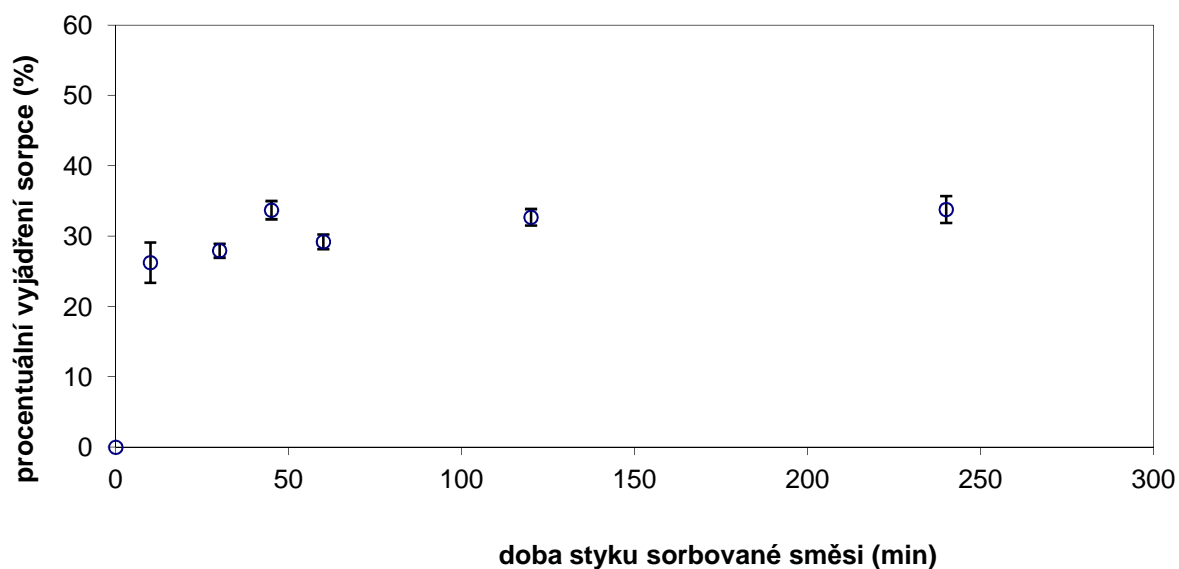
Graf 4.10: Sorpce radionuklidu ⁸⁵Sr v závislosti na době styku sorbované směsi u vzorku zeminy B05

Vzorek zeminy B05 vykazoval vzestupnou závislost sorpce na době třepání až po dobu 4 h. Při době třepání 120 min bylo sorbováno 40 % ⁸⁵Sr. Nárůst sorbované aktivity ⁸⁵Sr ve všech intervalech doby styku směsi byl v intervalu nejistot stanovení.

Vzorek zeminy H06

Tab. 4.14: Naměřené hodnoty pro vzorek zeminy H06

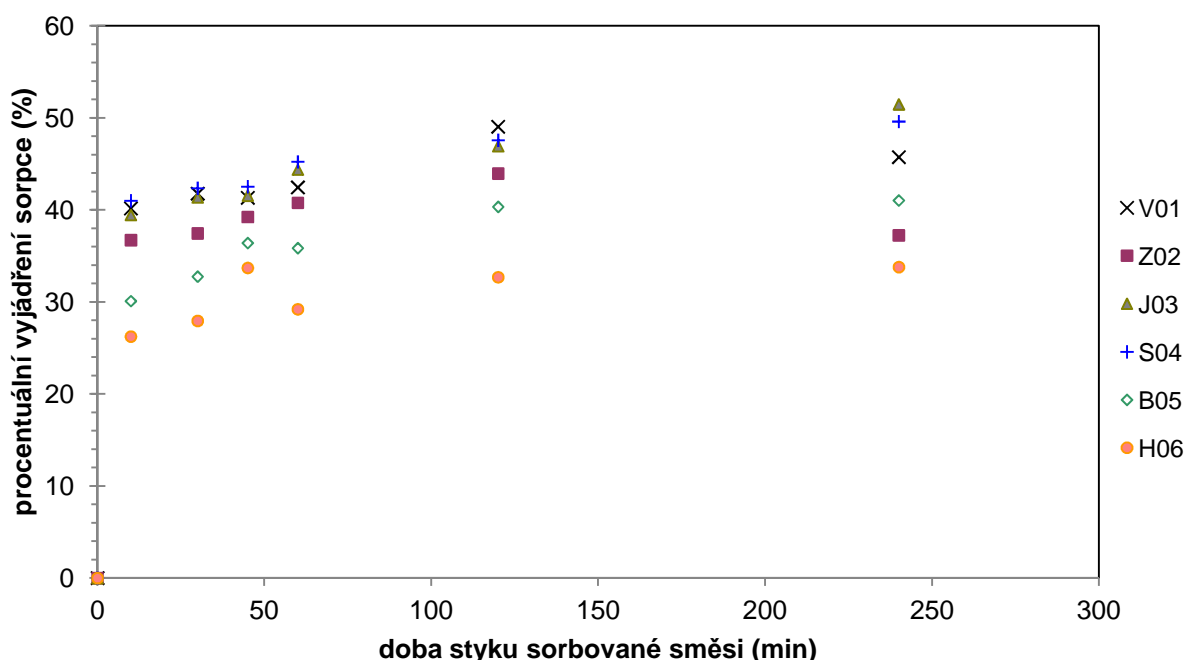
čas sorpce [min]	1. měření		2. měření		3. měření		%Sr
	A_{Sr} [Bq]	%Sr	A_{Sr} [Bq]	%Sr	A_{Sr} [Bq]	%Sr	
0	226,64	0,00	221,61	0,00	221,92	0,00	0 ± 0
10	163,43	27,89	165,03	25,53	165,73	25,32	26 ± 3
30	162,06	28,49	160,59	27,53	160,20	27,81	28 ± 1
45	151,66	33,08	145,43	34,38	147,24	33,65	34 ± 1
60	160,43	29,21	158,05	28,68	155,93	29,74	29 ± 1
120	151,33	33,23	148,97	32,78	150,76	32,07	33 ± 1
240	147,55	34,90	147,84	33,29	148,23	33,21	34 ± 2



Graf 4.11: Sorpce radionuklidu ^{85}Sr v závislosti na době styku sorbované směsi u vzorku zeminy H06

Z průběhu grafu je zřejmé, že vzorek zeminy H06 se vymyká standardnímu chování zemin. Mnoho hodnot stanovení je mimo nejistoty měření. V rámci této diplomové práce nebylo možné důvody tohoto chování zjišťovat.

Jednotlivé zeminy mají téměř shodný průběh, ovšem každá sorbuje jinak. Proto jsou v grafu 4.12 vyneseny jednotlivé vzorky zemin a jejich sorpce radionuklidu ^{85}Sr v závislosti na době styku sorbované směsi. Z grafu je zřejmé že nejméně sorbuje zemina H06. Nejlépe sorbují zeminy V01, J03 a S04.

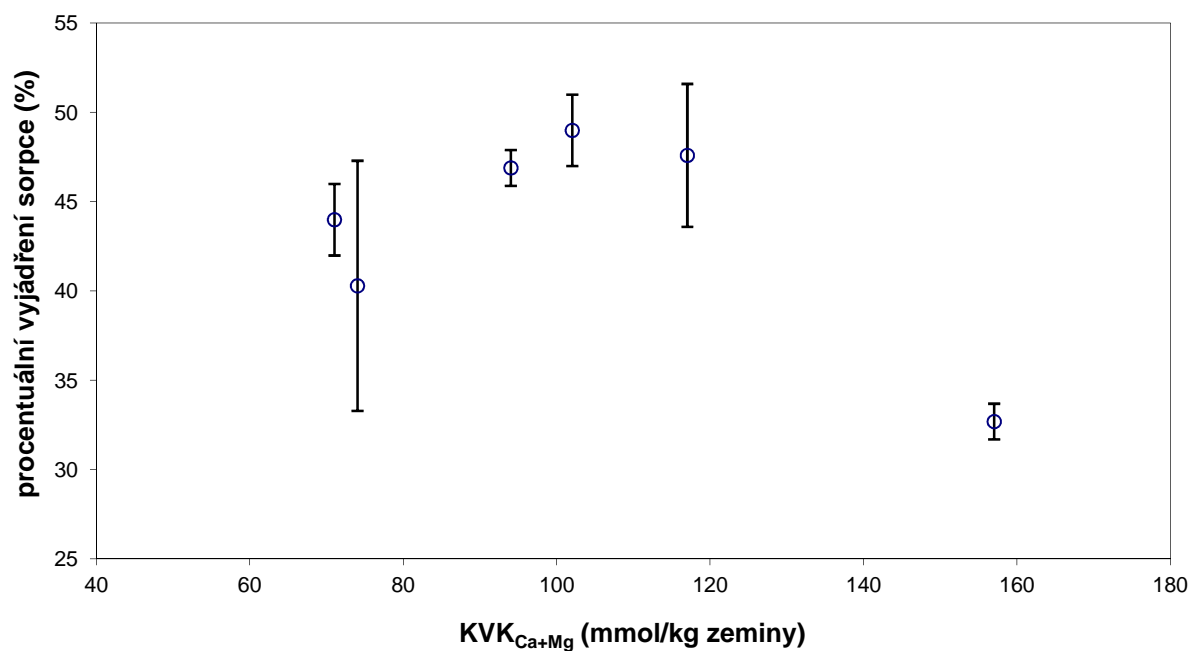


Graf 4.12: Porovnání jednotlivých vzorků zemin a jejich sorpce radionuklidu ^{85}Sr v závislosti na kontaktním čase

Pro porovnání sorpčních vlastností byly do grafu 4.15 vyneseny hodnoty procentuální sorpce radionuklidu ^{85}Sr při době styku sorbované směsi 120 minut proti sumám hodnot kationových výměnných kapacit vápenatých a hořečnatých iontů. Tyto dva prvky byly zvoleny, protože jsou ze stejné skupiny chemických prvků, tedy prvků alkalických zemin (skupina IIA) a jsou konkurenčními ionty při sorpci radionuklidu ^{85}Sr .

Tab. 4.15: Hodnoty sorpcí radionuklidu ^{85}Sr pro jednotlivé zeminy a naměřené hodnoty KVK pro jednotlivé zeminy

Parametr	V01	Z02	J03	S04	B05	H06
KVK _{Ca} [mmol/kg]	88	61	77	104	64	148
KVK _{Mg} [mmol/kg]	14	10	17	13	10	9
KVK _{Ca+Mg} [mmol/kg]	102	71	94	117	74	157
$\%_{\text{Sr}}$	49 ± 2	44 ± 2	47 ± 1	48 ± 4	40 ± 7	33 ± 1



Graf 4.13: Velikost sorpce radionuklidu ^{85}Sr v závislosti na kationové výměnné kapacitě zeminy

Z grafu 4.13 je zřejmé, že i přes různé hodnoty sorpce jsou nejistoty stanovení natolik velké, že lze označit jednotlivé zeminy za téměř shodně sorbující. Jediná zemina vymykající se tomuto závěru je zemina H06. Toto může být způsobeno nejvyšší koncentrací vápníku a hořčíku v zemině v porovnání s ostatními.

5. Závěr

Při studiu sorpce radionuklidu ^{85}Sr bylo nejdříve nutné charakterizovat vzorky zemin odebrané v areálu jaderné elektrárny Temelín. Přestože se jedná o vzorky odebrané v malé vzdálenosti vzájemně od sebe, tak se jejich vlastnosti částečně lišily. Bylo tedy vhodné odebrat větší množství vzorků.

Podzemní voda z vrtu č. 36 se nachází také v areálu jaderné elektrárny Temelín. Voda byla kompletně charakterizována a nepřesáhla žádné limity vztahující se na podzemní vody. Tedy bylo možné ji vzít k testování sorpce jako reprezentativní vzorek podzemní vody.

Byly nalezeny nejvhodnější podmínky při odstředování směsi zeminy a vody obsahující radionuklid pro testování sorpce radionuklidu ^{85}Sr na zeminy. Jako optimální centrifugační podmínky byly určeny doba 5 minut a rychlost odstředování 4000 ot./min.

Studium velikosti sorpce radionuklidu ^{85}Sr v závislosti na pH při době styku 60 minut potvrdilo, že sorpce probíhá lépe při vyšším pH. Pro porovnání vlastností jednotlivých zemin byla vyhodnocena procentuální sorpce radionuklidu ^{85}Sr při vstupním pH roztoku blízkém pH podzemní vody z vrtu č.36. Sorpce s rostoucím pH vzrůstala s výjimkou oblasti pH 6-7. V této oblasti docházelo ke stagnaci vzrůstu pH, toto chování je shodné se studovanou literaturou (viz cit.⁴²). Jako nejlépe sorbující zeminu, z výčtu zemin V01, Z02, J03 a S04, lze označit zeminu J03, která sorbovala téměř 44 %.

Při studování sorpce radionuklidu ^{85}Sr v závislosti na době styku sorbované směsi bylo použito pH blízké hodnotě pH podzemní vody. Závislost má obdobný charakter jako studovaná literatura. Tedy sorpce probíhá velmi rychle po kontaktu směsi a dále pozvolna stoupá až do svého maxima. Jako nejlépe sorbující při době styku 120 minut sorbované směsi lze označit zeminy J03 a S04, kde se hodnoty sorpce pohybují mezi 47 až 48 %. Zemina H06 jako jediná sorbovala výrazně pod 40 % a to i přes vysokou hodnotu kationové výměnné kapacity.

Použitá literatura

- 1 Historie a současnost jaderné elektrárny Temelín
<http://www.cez.cz/cs/vyroba-elektriny/jaderna-energetika/jaderne-elektrarny-cez/ete/historie-a-soucasnost.html> (citováno 5.května 2011)
- 2 Lokalita – jaderná elektrárna Temelín
<http://www.cez.cz/cs/vyroba-elektriny/jaderna-energetika/jaderne-elektrarny-cez/ete/technologie-a-zabezpeceni/3.html> (citováno 5.května 2011)
- 3 Princip funkce jaderné elektrárny Temelín
<http://www.cez.cz/cs/vyroba-elektriny/jaderna-energetika/jaderne-elektrarny-cez/ete/technologie-a-zabezpeceni/4.html> (citováno 5.května 2011)
- 4 Tomášková, H.: Vývoj objemové aktivity tritia v profilu Vltava – Praha Podolí ,
Diplomová práce, Praha, Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta 2004
- 5 Moore, W.J.: *Fyzikální chemie*, 2.vyd. Praha, SNTL 1981
- 6 Jurček, P., Jedináková-Křížová, V., Ivanová, P., Carballal Aguite, E.: Study of sorption and diffusion processes in natural bentonites, *Czechoslovak Journal of Physics* 49 (1999), 657 – 664
- 7 Jedináková-Křížová, V.: Migration of radionuclides in the environment, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 229 (1998), 13 - 18
- 8 Palágyi, Š.: Sorpce a desorpce ^{137}Cs na kolonách podrcených krystalických hornin za dynamických podmínek, *Souhrny přednášek semináře Radioanalytické metody IAA 07*, Praha, Spektroskopická společnost Jana Marka Marci 2007, str. 50-54
- 9 Palágyi, Š. Vodičková, H.: Sorpce a desorpce $^{125}\text{I}^-$, $^{137}\text{Cs}^+$, $^{85}\text{Sr}^{2+}$ a $^{152,154}\text{Eu}^{3+}$ na půdách za dynamických průtokových a statických vsádkových podmínek, *Souhrny přednášek semináře Radioanalytické metody IAA 09*, Praha, Spektroskopická společnost Jana Marka Marci 2009, str. 48-54

- 10 Palágyi, Š., Vodičková, H., Palágyiová, J., Landa, J.: Sorpce a desorpce ^{85}Sr , ^{125}I a $^{152,154}\text{Eu}$ na kolonách podrcených krystalických hornin za dynamických podmínek, *Souhrny přednášek semináře Radioanalytické metody IAA 08*, Praha, Spektroskopická společnost Jana Marka Marci 2008, str. 50-55
- 11 Palágyi, Š., Štamberg, K.: Stanovení nejdůležitějších transportních parametrů sorpce $^{125}\text{I}^-$, $^{137}\text{Cs}^+$, $^{85}\text{Sr}^{2+}$ v některých horninách a půdách, *Souhrny přednášek semináře Radioanalytické metody IAA 10*, Praha, Spektroskopická společnost Jana Marka Marci 2010, str. 36 - 42
- 12 Jurček, P., Jedináková-Křížová, V.: Sorption and diffusion processes with ^{134}Cs and ^{85}Sr in natural sorbents, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 229 (1998), 57 – 60
- 13 Kohlíčková, M., Jedináková-Křížová, V., Horejš, M.: Influence of technetium and rhenium speciation on their sorption on natural sorbents, *Czechoslovak Journal of Physics* 49 (1999), 695 - 700
- 14 Kohlíčková, M., Jedináková-Křížová, V.: Effect of pH and E_h on the sorption of selected radionuclides, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 229 (1998), 43 – 48
- 15 SÚRAO – Koncept hlubinného úložiště v ČR
<http://www.surao.cz/cze/Uloziste-radioaktivnich-odpadu/Budouci-hlubinne-uloziste/Koncept-hlubinneho-uloziste-v-CR> (citováno 7.června 2011)
- 16 ÚRAO – brožura Hlubinné úložiště
<http://www.surao.cz/cze/Informacni-koutek/Dokumenty-ke-stazeni/Brozury/Hlubinne-uloziste3> (citováno 7.června 2011)
- 17 Vopálka. D.: Modelování migrace radioaktivních kontaminantů v okolí úložišť radioaktivních odpadů, ČVUT v Praze, Fakulta jaderná a fyzikálně inženýrská
http://www.cvut.cz/pracoviste/odbor-rozvoje/stranky/habilitace-a-inaugurace/habilitacni-prednasky/vopalka_fjfi.pdf (citováno 1.července 2011)

- 18 Forsberg, S., Rosén, K., Fernandez, V., Juhan, H.: Migration of ^{137}Cs and ^{90}Sr in undisturbed soil profiles under controlled and close-to-real conditions, *Journal of Environmental Radioactivity* 50 (2000), 235 - 252
- 19 Staunton, S., Dumat, C., Zsolnay, A.: Possible role of organic matter in radiocaesium adsorption in soils, *Journal of Environmental Radioactivity* 58 (2002), 163 – 173
- 20 Ningping, L., Mason, C.F.V.: Sorption-desorption behavior of strontium-85 onto montmorillonite and silica colloids, *Applied Geochemistry* 16 (2001) 1653 – 1662
- 21 Arapis, G., Petrayev E., Shagalova, E., Zhukova, O., Sokolik, G., Ivanova, T.: Effective migration velocity of ^{137}Cs and ^{90}Sr as a function of the type of soil in Belarus, *Journal of Environmental Radioactivity* 34 (1997), 171 - 185
- 22 Staunton, S., Levacic, P.: Cs adsorption on the clay-sized fraction of various soils: effect of organic matter destruction and charge compensating cation, *Journal of Environmental Radioactivity* 45 (1999), 161 – 172
- 23 Talip, Z., Eral, M., Hicsönmez, Ü.: Adsorption of thorium from aqueous solutions by perlite, *Journal of Environmental Radioactivity* 100 (2009), 139 - 143
- 24 Adliene, D., Rääf, Ch., Magnusson, Å., Behring, J., Zakaria, M., Adlys, G., Skog, G., Stenström, K., Mattsson, S.: Assessment of environmental contamination with long-live radionuclides around an operating RBMK reactor station, *Journal of Environmental Radioactivity* 90 (2006), 68 - 77
- 25 Solecki, J.: Investigation of ^{85}Sr adsorption on selected soils of different horizons, *Journal of Environmental Radioactivity* 82 (2005), 303 - 320
- 26 Majer V a kol.: *Základy jaderné chemie*. 2. přeprac. vydání, Praha/Bratislava, SNTL/ALFA 1981

- 27 Greenwood, N.,N., Earnshaw, A.: *Chemie prvků I.*, Praha, Informatorium 1993, str. 171 - 172
- 28 kol: *Ochrana při práci se zdroji ionizujícího záření.* Ostrava, Dům techniky Ostrava 1998
- 29 ČSN 75 76 00 – Jakost vod – Stanovení radionuklidů - Všeobecná ustanovení
- 30 TPM 0051-93 Technický předpis metrologický – Stanovenie neistot při meraniach
- 31 Vyhláška SÚJB č. 307/2002Sb., o radiační ochraně, ve znění vyhlášky SÚJB č.499/2005Sb.
- 32 Doporučení SÚJB: Měření a hodnocení obsahu přírodních radionuklidů v pitné vodě, SÚJB (2009)
- 33 ČSN 75 76 11 – Jakost vod – Stanovení radionuklidů – Celková objemová aktivita alfa – Metoda A
- 34 ČSN 75 76 12 – Jakost vod – Stanovení radionuklidů – Celková objemová aktivita beta
- 35 ČSN ISO 10 703 – Jakost vod – Stanovení objemové aktivity radionuklidů spektrometrií záření gama s vysokým rozlišením
- 36 Genie 2000 – manual, vyhodnocovací software
- 37 Beneš, J.: *Radioaktivní zamoření biosféry.* Praha, Nakladatelství Československé akademie věd 1974
- 38 Mísař, Z., Dudek, A., Havlena, V., Weiss, J.: *Geologie ČSSR I – Český masív.* Praha, Státní pedagogické nakladatelství 1983
- 39 Ciffroy, P., Durrieu, G., Garnier, J.-M.: Probabilistic distribution coefficients (K_{ds}) in freshwater for radioisotopes of Ag, Am, Ba, Be, Ce, Co, Cs, I, Mn, Pu, Ra, Ru, Sb, Sr

and Th – implications for uncertainty analysis of models simulating the transport of radionuclides in rivers, *Journal of Environmental Radioactivity* 100 (2009), 785–794

- 40 GEOFOND Česká geologická služba - Geofond
www.geofond.cz/dokumenty/nersur_rocenky/rocenkanerudy99/html/bentonit.html
- 41 Hakem, N.,L., Al Mahamid, I., Apps, J., A., Moridis, G., J., Sorption of cesium and strontium on Hanford soil, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 246-2 (2000), 275-278
- 42 Apak, R., Atun, G., Güclü, H., Tütem, E., Sorptive removal of cesium-137 and strontium-90 from water by unconventional sorbents, *Journal of Nuclear Science and Technology*, 33-5 (1996), 396-402
- 43 Roskopfová, O., Galamboš, M., Rajec, P., Study of sorption processes of strontium on the synthetic hydroxyapatite, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 287 (2011), 715 – 722

Příloha I



**Výzkumný ústav vodohospodářský
T. G. Masaryka, v.v.i.**

**Referenční laboratoř
složek životního prostředí a odpadů**
Podbabská 30, 160 00 Praha
tel. 220 197 111, fax 233 333 804

LABORATOŘ JE DRŽITELEM OSVĚDČENÍ O SPRÁVNÉ ČINNOSTI LABORATOŘE č. 370 - ASLAB VÚV TGM PRAHA

PROTOKOL O ZKOUŠCE č. 534/10

Strana : 1 / 2

Objednatel : Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka v.v.i.
Reidingerová Markéta, Bc.
Podbabská 30
160 62 Praha 6

Číslo zakázky : 9081 - Hodnocení změn režimu a jakosti podzemních vod v JE Temelín

Číslo obj.(smlouvy) :

Evid. č.	Místo odb./Označ. vz.	Datum odběru	Čas odb.	Datum příjmu	Materiál (matrice)	Vzorkoval	Druh odběru
5345	JETE Temelín JETE - VO1			27.8.10	Zemina	objednatel	---
5346	JETE Temelín JETE - ZO2			27.8.10	Zemina	objednatel	---
5347	JETE Temelín JETE - JO3			27.8.10	Zemina	objednatel	---
5348	JETE Temelín JETE - SO4			27.8.10	Zemina	objednatel	---
5349	JETE Temelín JETE - BO5			27.8.10	Zemina	objednatel	---
5350	JETE Temelín JETE - HO6			27.8.10	Zemina	objednatel	---

VÝSLEDKY ZKOUŠKY

SOP	Ukazatel / metoda	Jednotka	5345	5346	5347	5348
ZCH-2	pH <i>Stanovení pH</i>	-	6,7 ±0,2	6,47 ±0,2	6,15 ±0,2	6,94 ±0,2
	TOC <i>Stan. TOC v pevné matrici</i>	mg/kg su	24000 ±10	25300 ±10	29500 ±10	21500 ±10
U-1	Sušina <i>Stanovení sušiny</i>	%	99,5 ±1	99,5 ±1	99,4 ±1	99,7 ±1
SAA-19	Na <i>Stan. kovů OES-ICP v kys. výluhu</i>	mg/kg	242 ±30	202 ±30	214 ±30	299 ±30
SAA-19	K <i>Stan. kovů OES-ICP v kys. výluhu</i>	mg/kg	8510 ±30	8020 ±30	8020 ±30	10200 ±30
SAA-19	Ca <i>Stan. kovů OES-ICP v kys. výluhu</i>	mg/kg	2530 ±10	1860 ±10	2040 ±10	3240 ±10
SAA-19	Mg <i>Stan. kovů OES-ICP v kys. výluhu</i>	mg/kg	7510 ±9	7430 ±9	7360 ±9	8480 ±9
SAA-19	Fe <i>Stan. kovů OES-ICP v kys. výluhu</i>	g/kg	21,2 ±9	20,7 ±9	22,6 ±9	23 ±9
SAA-19	Mn <i>Stan. kovů OES-ICP v kys. výluhu</i>	mg/kg	689 ±8	570 ±8	652 ±8	712 ±8
SAA-19	Sr <i>Stan. kovů OES-ICP v kys. výluhu</i>	mg/kg	20,5 ±10	19,5 ±10	23,2 ±10	23,8 ±10

SOP	Ukazatel / metoda	Jednotka	5349	5350
ZCH-2	pH <i>Stanovení pH</i>	-	6,47 ±0,2	7,36 ±0,2
	TOC <i>Stan. TOC v pevné matrici</i>	mg/kg su	20600 ±10	14400 ±10
U-1	Sušina <i>Stanovení sušiny</i>	%	99,6 ±1	99,6 ±1

SOP	Ukazatel / metoda	Jednotka	5349	5350
SAA-19	Na <i>Stan. kovů OES-ICP v kys. výluhu</i>	mg/kg	215 ±30	251 ±30
SAA-19	K <i>Stan. kovů OES-ICP v kys. výluhu</i>	mg/kg	8510 ±30	8150 ±30
SAA-19	Ca <i>Stan. kovů OES-ICP v kys. výluhu</i>	mg/kg	1880 ±10	3870 ±10
SAA-19	Mg <i>Stan. kovů OES-ICP v kys. výluhu</i>	mg/kg	7330 ±9	6530 ±9
SAA-19	Fe <i>Stan. kovů OES-ICP v kys. výluhu</i>	g/kg	21,5 ±9	20,6 ±9
SAA-19	Mn <i>Stan. kovů OES-ICP v kys. výluhu</i>	mg/kg	801 ±8	707 ±8
SAA-19	Sr <i>Stan. kovů OES-ICP v kys. výluhu</i>	mg/kg	26,1 ±10	26,4 ±10

Nejistoty stanovení jsou uváděny kurzívou v %

Vysvětlivky k použitým SOP (standardní operační postup) :

SOP neposouzené ASLAB jsou označeny *

Zkoušky provedené jinou laboratoří formou subdodávky jsou označeny sub

Laboratoř na požádání poskytne údaje o nejistotách měření a o použitých SOP

PROTOKOL O ZKOUŠCE NESMÍ BÝT BEZ PÍSEMNÉHO SOUHLASU LABORATOŘE REPRODUKOVÁN JINAK NEŽ CELÝ !

Laboratoř zodpovídá za výsledky zkoušek uvedených v tomto protokolu.

Za odběr vzorků a jejich dopravu odpovídá objednatel.

Datum vystavení protokolu : 14.9.2010


 Ing. Věra Očenášková
 vedoucí referenční laboratoře

Příloha II



Výzkumný ústav
vodohospodářský
T. G. Masaryka
veřejná výzkumná instituce

Referenční laboratoř
složek životního prostředí a odpadů
Podbabská 30, 160 00 Praha
tel. 220 197 111, fax 233 333 804

LABORATOŘ JE DRŽITELEM OSVĚDČENÍ O SPRÁVNÉ ČINNOSTI LABORATOŘE č. 370 - ASLAB VÚV TGM PRAHA

PROTOKOL O ZKOUŠCE č. 11/11

Strana : 1 / 2

Objednatel : Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka v.v.i.
Reidingerová Markéta, Bc.
Podbabská 30
160 62 Praha 6

Číslo zakázky : 9081 - Hodnocení změn režimu a jakosti podzemních vod v JE Temelín

Číslo obj.(smlouvy) :

Evid. č.	Místo odb./Označ. vz.	Datum odběru	Čas odb.	Datum příjmu	Materiál (matrice)	Vzorkoval	Druh odběru
146	neuvedeno V01			21.1.11	výluh NH ₄ Cl	objednatel	neuveden
147	neuvedeno V02			21.1.11	výluh NH ₄ Cl	objednatel	neuveden
148	neuvedeno V03			21.1.11	výluh NH ₄ Cl	objednatel	neuveden
149	neuvedeno V04			21.1.11	výluh NH ₄ Cl	objednatel	neuveden
150	neuvedeno V05			21.1.11	výluh NH ₄ Cl	objednatel	neuveden
151	neuvedeno V06			21.1.11	výluh NH ₄ Cl	objednatel	neuveden

VÝSLEDKY ZKOUŠKY

SOP	Ukazatel / metoda	Jednotka	146	147	148	149
ZCH-2	pH <i>Stanovení pH</i>	-	5,23 ±0,2	4,69 ±0,2	4,43 ±0,2	5,74 ±0,2
SAA-19	Na <i>Stan. kovů OES-ICP v kys. výluhu</i>	mg/kg	22,2 ±30	12,9 ±30	17,9 ±30	17,7 ±30
SAA-19	K <i>Stan. kovů OES-ICP v kys. výluhu</i>	mg/kg	122 ±30	207 ±30	149 ±30	134 ±30
SAA-19	Ca <i>Stan. kovů OES-ICP v kys. výluhu</i>	mg/kg	1770 ±10	1220 ±10	1540 ±10	2080 ±10
SAA-19	Mg <i>Stan. kovů OES-ICP v kys. výluhu</i>	mg/kg	168 ±9	118 ±9	210 ±9	152 ±9
SAA-19	Al <i>Stan. kovů OES-ICP v kys. výluhu</i>	mg/kg	<4,8	5,66 ±15	28,8 ±15	<4,8
SAA-19	Fe <i>Stan. kovů OES-ICP v kys. výluhu</i>	mg/kg	<2,4	<2,4	<2,4	<2,4
SAA-19	Mn <i>Stan. kovů OES-ICP v kys. výluhu</i>	mg/kg	43,1 ±8	61,8 ±8	83,7 ±8	37,2 ±8

SOP	Ukazatel / metoda	Jednotka	150	151
ZCH-2	pH <i>Stanovení pH</i>	-	4,76 ±0,2	6,58 ±0,2
SAA-19	Na <i>Stan. kovů OES-ICP v kys. výluhu</i>	mg/kg	15,7 ±30	12,6 ±30
SAA-19	K <i>Stan. kovů OES-ICP v kys. výluhu</i>	mg/kg	149 ±30	133 ±30
SAA-19	Ca <i>Stan. kovů OES-ICP v kys. výluhu</i>	mg/kg	1290 ±10	2960 ±10
SAA-19	Mg <i>Stan. kovů OES-ICP v kys. výluhu</i>	mg/kg	118 ±9	105 ±9

PROTOKOL O ZKOUŠCE č. 11/11

Strana : 2 / 2

SOP	Ukazatel / metoda	Jednotka	150	151
SAA-19	Al <i>Stan. kovů OES-ICP v kys. výluhu</i>	mg/kg	4,8 <i>±15</i>	<4,8
SAA-19	Fe <i>Stan. kovů OES-ICP v kys. výluhu</i>	mg/kg	<2,4	<2,4
SAA-19	Mn <i>Stan. kovů OES-ICP v kys. výluhu</i>	mg/kg	45,2 <i>±8</i>	7,74 <i>±8</i>

Nejistoty stanovení jsou uváděny kurzívou v %

Vysvětlivky k použitým SOP (standardní operační postup) :

SOP neposouzené ASLAB jsou označeny *

Zkoušky provedené jinou laboratoří formou subdodávky jsou označeny sub

Laboratoř na požádání poskytne údaje o nejistotách měření a o použitých SOP

PROTOKOL O ZKOUŠCE NESMÍ BÝT BEZ PÍSEMNÉHO SOUHLASU LABORATOŘE REPRODUKOVÁN JINAK NEŽ CELÝ !

Laboratoř zodpovídá za výsledky zkoušek uvedených v tomto protokolu.

Za odběr vzorků a jejich dopravu odpovídá objednatel.

Datum vystavení protokolu : 1.2.2011



Příloha III



Výzkumný ústav vodohospodářský
T. G. Masaryka, v.v.i.

Referenční laboratoř
složek životního prostředí a odpadů
Podbabská 30, 160 00 Praha
tel. 220 197 111, fax 233 333 804

LABORATOŘ JE DRŽITELEM OSVĚDČENÍ O SPRÁVNÉ ČINNOSTI LABORATOŘE č. 370 - ASLAB VÚV TGM PRAHA

PROTOKOL O ZKOUŠCE č. 459/10

Strana : 1 / 2

Objednatel : Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka v.v.i.
Ivanovová Diana, Mgr.

Podbabská 30
160 62 Praha 6

Číslo zakázky : 3611 - Studium výskytu a chování přírodních a umělých radionuklidů

Číslo obj.(smlouvy) :

Evid. č.	Místo odb./Označ. vz.	Datum odběru	Čas odb.	Datum příjmu	Materiál (matrice)	Vzorkoval	Druh odběru
1427	JETE Podzemní voda RK26	8.4.10		13.4.10	Podzemní voda	zadavatel	prostý

VÝSLEDKY ZKOUŠKY

SOP	Ukazatel / metoda	Jednotka	1427
RA-1	Celk. obj. akt. alfa <i>Celk. obj. akt. alfa</i>	Bq/l	<0,042
RA-2	Celk. obj. akt. beta <i>Celk. obj. akt. beta</i>	Bq/l	0,202
RA-2	Celk. beta - K40 <i>Celk. obj. akt. beta</i>	Bq/l	0,066
RA-7	H-3 <i>Stan. obj. akt. tritia</i>	Bq/l	<0,98
ZCH-2	pH <i>Stanovení pH</i>	-	6,82 ±0,2
ZCH-1	El. kondukt. <i>Stanovení vodivosti</i>	mS/m	62,4 ±5
ZCH-6	CHSK-Mn <i>Stanovení CHSK-Mn</i>	mg/l	0,56 ±5
ZCH- 5	Chloridy <i>Stan. F, Cl, SO₄, NO₃, NO₂, PO₄ IC</i>	mg/l	10 ±10
ZCH- 5	Sířany <i>Stan. F, Cl, SO₄, NO₃, NO₂, PO₄ IC</i>	mg/l	147 ±10
ZCH-4	Amonné ionty <i>Stan. živin (NO₃, NO₂, NH₄, o-PO₄)</i>	mg/l	0,3 ±10
ZCH- 5	Dusičnany <i>Stan. F, Cl, SO₄, NO₃, NO₂, PO₄ IC</i>	mg/l	0,827 ±10
ZCH-4	Dusitany <i>Stan. živin (NO₃, NO₂, NH₄, o-PO₄)</i>	mg/l	0,005 ±5
ZCH-4	o-PO ₄ <i>Stan. živin (NO₃, NO₂, NH₄, o-PO₄)</i>	mg/l	0,01 ±5
ZCH-16	N celk. <i>Stan. celk. dusíku</i>	mg/l	<0,55
ZCH- 5	Fluoridy <i>Stan. F, Cl, SO₄, NO₃, NO₂, PO₄ IC</i>	mg/l	0,197 ±10
ZCH- 5	Bromidy <i>Stan. F, Cl, SO₄, NO₃, NO₂, PO₄ IC</i>	mg/l	<0,05
ZCH-13	NL 105 <i>Stan. nerozpuštěných látek</i>	mg/l	<2
ZCH-13	NL 550 <i>Stan. nerozpuštěných látek</i>	mg/l	<2
ZCH-13	NL ztráta žiháním <i>Stan. nerozpuštěných látek</i>	mg/l	<2

SOP	Ukazatel / metoda	Jednotka	1427
ZCH-12	RL105 <i>Stan. RL a RAS</i>	mg/l	439 ±8
ZCH-12	RAS <i>Stan. RL a RAS</i>	mg/l	390 ±10
ZCH-12	RL - ztráta žiháním <i>Stan. RL a RAS</i>	mg/l	49 ±20
ZCH-17	TOC <i>Stan. TOC, DOC a TIC</i>	mg/l	2,24 ±10
	Ca+Mg <i>Ca+Mg - výpočet (mmol/l)</i>	mmol/l	2,85
SAA-1	Na <i>Stan. Na, K plamenovou techn. AAS</i>	mg/l	20,6 ±4
SAA-1	K <i>Stan. Na, K plamenovou techn. AAS</i>	mg/l	4,97 ±3
SAA-17	Ca <i>Stan. kovů -ICP-OES ve vodě</i>	mg/l	69,6 ±8
SAA-17	Mg <i>Stan. kovů -ICP-OES ve vodě</i>	mg/l	27,1 ±4
SAA-17	Ba <i>Stan. kovů -ICP-OES ve vodě</i>	µg/l	65 ±5
SAA-17	Fe <i>Stan. kovů -ICP-OES ve vodě</i>	µg/l	43,2 ±15
SAA-17	Li <i>Stan. kovů -ICP-OES ve vodě</i>	µg/l	64,3
SAA-17	Mn <i>Stan. kovů -ICP-OES ve vodě</i>	µg/l	467 ±10
SAA-17	Sr <i>Stan. kovů -ICP-OES ve vodě</i>	µg/l	363 ±15

Nejistoty stanovení jsou uváděny kurzivou v %

Vysvětlivky k použitým SOP (standardní operační postup) :

SOP neposouzené ASLAB jsou označeny *

Zkoušky provedené jinou laboratoří formou subdodávky jsou označeny sub

Laboratoř na požádání poskytne údaje o nejistotách měření a o použitých SOP

PROTOKOL O ZKOUŠCE NESMÍ BÝT BEZ PÍSEMNÉHO SOUHLASU LABORATOŘE REPRODUKOVÁN JINAK NEŽ CELÝ !

Laboratoř zodpovídá za výsledky zkoušek uvedených v tomto protokolu.

Za odběr vzorků a jejich dopravu odpovídá objednatel.

Datum vystavení protokolu : 18.8.2010


 Ing. Věra Očenášková
 vedoucí referenční laboratoře